



UNIVERSIDAD DE CHILE  
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS  
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

ESTUDIO DE LA DISTRIBUCIÓN DE PCBs EN LA LÍNEA DE TRATAMIENTO DE  
LA BIOFACTORÍA MAPOCHO-TREBAL DE SANTIAGO Y SUS CONSECUENCIAS  
PARA EL REÚSO DE LAS AGUAS TRATADAS

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE  
INGENIERO CIVIL

FABIÁN ERNESTO PROVOSTE MENESES

PROFESORA GUÍA:  
ANA LUCÍA PRIETO SANTA

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:  
NÉSTOR ROJAS ALCAYAGA  
KATHERINE LIZAMA ALLENDE

Este trabajo fue parte de iniciativas en la red AWaRBTech - PCI REDI 170494

SANTIAGO DE CHILE  
2020

RESUMEN DE LA MEMORIA PARA OPTAR  
AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL  
POR: FABIÁN ERNESTO PROVOSTE MENESES  
FECHA: 2020  
PROF. GUÍA: ANA LUCÍA PRIETO SANTA

## ESTUDIO DE LA DISTRIBUCIÓN DE PCBs EN LA LÍNEA DE TRATAMIENTO DE LA BIOFACTORÍA MAPOCHO-TREBAL DE SANTIAGO Y SUS CONSECUENCIAS PARA EL REÚSO DE LAS AGUAS TRATADAS

Los bifenilos policlorados (PCBs) son una familia de 209 compuestos orgánicos persistentes (COPs) y sintéticos, altamente contaminantes. Esto se debe a sus características de bioacumulación, y a los efectos adversos en la salud humana, tales como cáncer y afecciones en sistemas orgánicos. Pueden llegar hasta las plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS) a través del alcantarillado urbano o la deposición atmosférica. Luego, pueden incorporarse a ríos, lagos o al mar, o pasar a ser parte de los biosólidos generados y ser ingresados a la cadena alimenticia cuando se usan como fertilizantes. El presente trabajo de título tiene como objetivo caracterizar la distribución y movilidad de los PCBs en la biofactoría Mapocho-Trebal (M-T), para estimar su presencia tanto en la línea de agua como en la línea de sólidos, y establecer sus posibles consecuencias en el reúso de las aguas tratadas. Se desarrolló un modelo conceptual en base a los procesos de tratamiento de la biofactoría. Los modelos utilizados en la línea de aguas fueron tres: Modelo estacionario para evaluar el destino de compuestos orgánicos, hidrofóbicos y volátiles, Modelo FATE y Modelo ASM-X acoplado con ASSM. Los aplicados a la línea de lodos fueron dos: Modelo de 3 componentes para sorción de micro contaminantes en lodos y Modelo de 4 componentes para biodisponibilidad y cometabolismo de micro contaminantes en digestión anaeróbica. Al acoplarlos se generó el modelo conceptual para la biofactoría M-T. Fue simulado con una concentración de 340[ng/L] de PCB180, medidos en el afluente de la PTAS de Thessaloniki, Grecia, y validado con resultados de esta experiencia y otras. Se realizó un análisis de sensibilidad de los parámetros  $K_d^p$ ,  $K_d^s$  y  $K_{bio}^s$ , y de la distribución de concentración afluente. A partir de los resultados del modelo, se establecen las posibles consecuencias de la presencia de PCBs en los efluentes de la PTAS M-T, bajo contexto normativo en Chile. Se obtuvieron para los tratamientos primario y secundario eficiencias de 42 % y 79 %, respectivamente. El efluente de la planta presentó una concentración total de 42[ng/L] y una eficiencia de 87 %, lo cual indica que la mayor parte de la concentración afluente fue adsorbida en los lodos, consecuentemente con el carácter hidrofóbico de los PCBs. La concentración total en los biosólidos fue de 576[ng/gMS]. Este gran valor se debe al aumento de concentración de lodos a través del tratamiento, respecto al lodo crudo. El análisis de sensibilidad permitió reconocer a la adsorción en los lodos activados como el principal proceso de remoción del contaminante en las aguas servidas, por lo cual el manejo de lodos es clave. Como resultado de este estudio se obtuvo un modelo que permite estudiar la distribución y la movilidad de los PCBs en la PTAS M-T y puede ser aplicado como modelo conceptual en otros COPs, tales como DDT, PBDEs y PAHs. El análisis normativo permitió determinar que los efluentes pueden presentar un alto impacto en la biodiversidad acuática del Río Mapocho, en el reúso *de facto* para uso potable de sus aguas, y en el uso de los biosólidos como fertilizantes en agricultura. Urge la necesidad de construir un marco legal, actualmente inexistente, que permita tomar en cuenta el reúso de aguas residuales tratadas en el país, el cual debe incluir a los COPs como los PCBs.



*Enfrenta los obstáculos a medida que se presenten, no pierdas energía temiendo lo que pueda haber en el futuro.*

— *Isabel Allende*

*Para cambiar el mundo es necesario comenzar por uno mismo.*

*A veces perder es ganar y no encontrar lo que se busca es encontrarse.*

— *Alejandro Jodorowski*



# Agradecimientos

Primero me agradezco a mi mismo, al Fabián del pasado, por permitirse aprender, crecer y vivir este proceso que me ha fortalecido y enseñado a valerme y valorarme por y para mí.

A mi profesora guía Ana Lucía, por toda la sabiduría que me brindó, por la confianza que ha tenido en mí desde el primer día que nos conocimos y por ser una guía más allá de lo profesional. A mi comisión, Néstor por su experiencia, paciencia y recomendaciones, y a Kathy, por su apoyo, confianza y conocimiento que me ha ofrecido más allá de esta memoria.

A mis abuelas. Mi abuela Iris quien me crió y entregó todo su amor siempre. Mi abuela Sonia, quien ha sido madre y padre desde mi llegada a la capital: infinitas gracias por tu apoyo incondicional, tu constante motivación, tu amor ilimitado e inagotable, por ser tu.

A mis padres. Mamá, gracias por tu apoyo, motivación y por cada expresión de amor que me das. Papá, gracias por tus consejos, por tu paciencia para escucharme y desahogarme.

A mi familia. Mis tíos Tito, Pepe, Jose y Lel, y tías Tally, Ilma, Alicia, Aurora y Lala. Gracias a cada un@ por darme sus consejos, apoyo y cariño. A mi hermano Esteban por su entusiasmo y payasadas. A mi tía Norma, por su cariño, paciencia y ser una madre más desde mi infancia. A mis prim@s: Meli, Pancha y Alo, por compartir conmigo su alegría y aliento.

A mis amig@s de la vida. Por acompañarme en las buenas y en las malas, en las bajas y en las altas, en las florecidas y en las marchitas. Por su paciencia y amabilidad, por todo su amor mil gracias. Pauli, Esteban, Álvaro, Gustavo, Cuxo, Vela, Luli, Pola, Monse y Cata. A mis broders del grupo *las cervecitas*, por cada momento de diversión y ocio virtual o presencial.

A mis compañer@s de viaje durante mi larga travesía en Beauchef. Quienes me conocieron en mis inicios mechones y plan comuneros: Tami, Jeréz, Feña, Rojo, Cami, Motu. Quienes me acompañaron en el duro camino hacia la especialidad: Clau, Nicole, Nacho, Pau, Isa, Rodri, Cata, Javi, Ale, Álvaro, Pía y much@s más. Por apoyarme en las largas jornadas de estudio, por disfrutar de la vida universitaria juntos y por los consejos de vida que me brindaron.

A CEUS: por descubrir que trabajando juntos se pueden lograr grandes cosas, por devolverme mis ideales y sueños que la monotonía y rigidez de la escuela me había quitado. Isa, Eileen, Cami, Talo, Rod, Pau, Kevin, Panchi, Gaby, Dani, y much@s más. Gracias por inspirarme y por mantener prendida la chispa que hace creer que es posible cambiar el mundo.

A l@s profesores que confiaron en mí para ser parte de un equipo docente. Una de mis mejores experiencias durante la universidad. A la Vivi por cada enseñanza técnica y valórica.

Gracias infinitas a la vida, al universo y a mis ancestr@s por cada cada oportunidad de formación y estudio, y por cada puerta que se me ha abierto para seguir aprendiendo. La educación en nuestro país refleja la gran brecha de desigualdad existente. Que ser consciente de mi privilegio de haber recibido educación de calidad me permita aportar y ayudar, desde la humildad, a cambiar el mundo con un grano de arena.

Thanks. Merci. Obrigado. Grazie. Danke. Arigato. Chaltumay. Namasté.



# Tabla de Contenido

<b>1. Introducción</b>	<b>1</b>
1.1. Bifenilos Policlorados (PCBs) en medio acuático . . . . .	1
1.2. Presencia de PCBs en Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) . .	3
1.3. Modelación de la distribución y destino de PCBs en PTAS . . . . .	6
1.3.1. Comportamiento en PTAS . . . . .	6
1.3.2. Modelación de PCBs en PTAS . . . . .	11
1.4. PCBs en efluentes tratados: reúso y normativa . . . . .	13
1.5. Objetivos . . . . .	16
1.5.1. General . . . . .	16
1.5.2. Específicos . . . . .	16
<b>2. Metodología</b>	<b>17</b>
2.1. OE 1: Desarrollo del modelo . . . . .	17
2.1.1. Tarea 1: Revisión de antecedentes de la PTAS M-T . . . . .	17
2.1.2. Tarea 2: Elaboración del modelo conceptual . . . . .	17
2.2. OE 2: Simulación, validación y análisis de sensibilidad . . . . .	18
2.2.1. Tarea 3: Simulación del modelo conceptual y validación . . . . .	18
2.2.2. Tarea 4: Análisis de sensibilidad . . . . .	19
2.3. OE 3: Análisis de consecuencias bajo contexto normativo para PCBs en Chile	20
2.3.1. Tarea 5: Análisis de consecuencias para reúso de efluentes . . . . .	20
<b>3. Modelo conceptual en la biofactoría Mapocho-Trebal</b>	<b>21</b>
3.1. Caso de estudio: Planta de Tratamiento de Aguas Servidas Mapocho-Trebal .	21
3.1.1. Línea de aguas . . . . .	22
3.1.2. Línea de lodos . . . . .	23
3.2. Formulación del modelo . . . . .	24
3.2.1. Línea de aguas . . . . .	26
3.2.2. Línea de lodos . . . . .	30
<b>4. Resultados y discusión</b>	<b>37</b>
4.1. Distribución de PCBs en la biofactoría Mapocho-Trebal . . . . .	37
4.1.1. Línea de Aguas . . . . .	37
4.1.2. Línea de Lodos . . . . .	43
4.2. Balance de masa . . . . .	47
4.3. Análisis de sensibilidad . . . . .	48
4.4. Consecuencias de las concentraciones de PCBs en el reúso de efluentes y análisis normativo . . . . .	49
<b>5. Conclusiones y recomendaciones</b>	<b>51</b>
<b>Glosario</b>	<b>53</b>
5.1. Siglas y abreviaturas . . . . .	53
5.2. Nomenclatura . . . . .	55
<b>Bibliografía</b>	<b>62</b>



<b>Apéndice</b>	<b>63</b>
<b>A. Revisión Bibliográfica</b>	<b>64</b>
A.1. Clasificación de contaminantes . . . . .	64
A.2. Revisión de Modelos en PTAS . . . . .	65
A.2.1. Línea de Aguas . . . . .	65
A.2.2. Línea de Lodos . . . . .	70
<b>B. Datos de entrada</b>	<b>77</b>
B.1. Línea de Aguas . . . . .	77
B.1.1. Tratamiento Primario . . . . .	77
B.1.2. Tratamiento Secundario . . . . .	77
B.2. Línea de Lodos . . . . .	79
B.2.1. Espesamiento Primario . . . . .	79
B.2.2. Pre espesamiento secundario . . . . .	80
B.2.3. Espesamiento Secundario . . . . .	81
B.2.4. Cámara de Mezcla . . . . .	82
B.2.5. Hidrólisis Térmica . . . . .	84
B.2.6. Digestión Anaeróbica . . . . .	84
B.2.7. Deshidratación de Lodos . . . . .	85
<b>C. Estructura del Modelo Conceptual</b>	<b>86</b>
C.1. Línea de Aguas . . . . .	86
C.1.1. Tratamiento Primario . . . . .	86
C.1.2. Tratamiento Secundario . . . . .	90
C.1.3. Efluente línea de aguas . . . . .	99
C.2. Línea de Lodos . . . . .	102
C.2.1. Espesadores y mezcla de lodos . . . . .	102
C.2.2. Digestión Anaeróbica . . . . .	119
C.2.3. Deshidratación de lodos . . . . .	127
<b>D. Resultados</b>	<b>133</b>
D.1. Distribución de PCBs . . . . .	133
D.2. Análisis de sensibilidad . . . . .	136

# Índice de Tablas

1.1.	Concentraciones de congénere PCB 180 en etapas de la LA de PTAS. . . . .	4
1.2.	Eficiencias de remoción para PCB180 en distintos procesos de tratamiento. . .	4
1.3.	Porcentajes de distribución en fase suspendida para PCB 180 en distintos procesos de tratamiento. . . . .	5
1.4.	Concentraciones de PCB 180 en distintos tipos de lodos de PTAS. . . . .	5
1.5.	Resumen de parámetros principales de PCBs en PTAS . . . . .	8
1.6.	Resumen de modelos aplicables a PCBs en el tratamiento de AS . . . . .	12
1.7.	Concentraciones límites aplicables a PCBs en efluentes de PTAS . . . . .	14
2.1.	Tabla resumen de procesos de tratamiento modelados para la PTAS M-T. . .	18
3.1.	Parámetros de la PTAS M-T en el tratamiento primario. . . . .	22
3.2.	Parámetros de la PTAS M-T en tratamiento secundario. Parte 1. . . . .	23
3.3.	Parámetros de la PTAS M-T en digestión anaeróbica. Parte 1. . . . .	24
3.4.	Base y fundamentos de la formulación del modelo para tratamiento primario.	26
3.5.	Base y fundamentos de la formulación del modelo para tratamiento secundario.	28
3.6.	Base y fundamentos de la formulación del modelo para efluente de LA. . . .	29
3.7.	Base y fundamentos de la formulación del modelo para espesadores y mezcla de lodos. . . . .	31
3.8.	Base y fundamentos de la formulación de continuidad del modelo en hidrólisis térmica. . . . .	32
3.9.	Base y fundamentos de la formulación del modelo en digestión anaeróbica. .	33
4.1.	Resultados de distribución de concentraciones de PCB 180 para LA. . . . .	41
4.2.	Eficiencias de remoción $\mu$ calculadas por proceso. . . . .	42
4.3.	Resultados de distribución de concentraciones de PCB 180 para LL. Parte 1.	44
4.4.	Resultados de distribución de concentraciones de PCB 180 para LL. Parte 2.	46
4.5.	Balance de masa por tratamiento unitario modelado. . . . .	47
5.1.	Glosario de nomenclatura. . . . .	55
A.1.	Matriz Gujer que describe la estructura del modelo ASM-X. . . . .	69
A.2.	Representación en matriz de Gujer del destino del MOC en el modelo de 4 compartimientos. . . . .	74
B.1.	Parámetros para modelo en tratamiento primario . . . . .	77
B.2.	Parámetros para modelo ASM-X en tratamiento secundario . . . . .	77
B.3.	Parámetros de la PTAS M-T en tratamiento secundario. Parte 2. . . . .	78
B.4.	Parámetros para modelo ASSM en tratamiento secundario . . . . .	78
B.5.	Parámetros de la PTAS M-T en espesamiento primario. Parte 2. . . . .	79
B.6.	Parámetros de la PTAS M-T en espesamiento primario. Parte 1. . . . .	79
B.7.	Parámetros de la PTAS M-T en pre espesamiento secundario. Parte 1. . . . .	80
B.8.	Parámetros de la PTAS M-T en pre espesamiento secundario. Parte 2. . . . .	80
B.9.	Parámetros para modelo en pre espesamiento secundario . . . . .	81
B.10.	Parámetros de la PTAS M-T en espesamiento secundario. Parte 1. . . . .	81
B.11.	Parámetros de la PTAS M-T en espesamiento secundario. Parte 2. . . . .	81

B.12. Parámetros de la PTAS M-T en mezcla de lodos. Parte 1. . . . .	82
B.13. Parámetros de la PTAS M-T en mezcla de lodos. Parte 2. . . . .	83
B.14. Parámetros de la PTAS M-T en hidrólisis térmica. . . . .	84
B.15. Parámetros de la PTAS M-T en digestión anaeróbica. Parte 2. . . . .	84
B.16. Parámetros de la PTAS M-T en deshidratación de lodos. . . . .	85
D.1. Resultados de porcentajes de distribución en fase adsorbida de PCB 180 . .	133
D.2. Sensibilidad para efluentes de la planta. . . . .	136

# Índice de Ilustraciones

1.1. Estructura molecular de los PCBs y esquema de las posibles orientaciones de los átomos de cloro en los anillos de bifenilo . . . . .	1
1.2. Fuentes y transporte de PCBs en el MA. . . . .	2
1.3. Procesos de remoción para los PCBs durante tratamiento de agua servida. . . . .	7
1.4. Red de interacciones entre los tres factores que influyen en la biodegradación de PCBs. . . . .	7
1.5. Mecanismos de remoción de PCBs durante sedimentación primaria y tratamiento secundario. . . . .	9
1.6. Mecanismos de remoción durante DA. . . . .	10
3.1. Diagrama de flujo de la Planta de Tratamientos de Aguas Servidas Mapocho-Trebal . . . . .	21
4.1. Resultados de modelación conceptual del flujo principal de la PTAS Mapocho Trebal. . . . .	38
4.2. Resultados de flujos de masa para flujo principal. . . . .	39
4.3. Gráfico de distribución en fase adsorbida de PCB 180 para cada flujo. . . . .	40
4.4. Gráfico comparativo de eficiencias de remoción para PCB 180. . . . .	40
4.5. Resultados de análisis de sensibilidad para parámetros. Valores mostrados en Tabla D.2 . . . . .	48
4.6. Resultados de análisis de sensibilidad para concentración inicial. . . . .	49
A.1. Gráfica representativa del modelo de 3 componentes de un MOC en lodo. . . . .	70
A.2. Gráfica representativa del modelo dinámico de 4 componentes para biodisponibilidad y cometabolismo de MOCs durante DA. . . . .	73
A.3. Esquema ilustrativo de (a) cometabolismo y (b) metabolismo clásico de MOC. . . . .	76
D.1. Resultados de modelación conceptual por línea de tratamiento de la PTAS Mapocho-Trebal. . . . .	134
D.2. Resultados de flujos de masa $F[g/d]$ por línea de tratamiento. . . . .	135



# Capítulo 1

## Introducción

### 1.1. Bifenilos Policlorados (PCBs) en medio acuático

Los bifenilos policlorados son un grupo de 209 compuestos organoclorados sintéticos formados por átomos de carbono, hidrógeno y cloro. Dentro de su estructura molecular pueden contener desde 1 hasta 10 átomos de cloro, como se muestra en la Figura 1.1, dando resultado a 10 familias homólogas dependiendo del grado de cloración [Fusi et al., 2018]. El número de átomos de cloro, su ubicación y la orientación en la molécula determinan la mayoría de las propiedades físicas y químicas del congénere de PCB. La fórmula química que representa a la familia es:  $C_{12}H_{10-R}Cl_R$  [IPCS, 2003, CONAMA, 2004, Fusi et al., 2018].



Figura 1.1: Estructura molecular de los PCBs (R: átomos de cloro) y esquema de las posibles orientaciones de los átomos de cloro en los anillos de bifenilo. [CONAMA, 2004]

Entre sus principales características fisicoquímicas se destaca la estabilidad térmica y química, alto punto de ebullición, resistencia a la inflamabilidad, aislamiento eléctrico e hidrofobia. Debido a sus propiedades eléctricas y térmicas, estos compuestos fueron altamente producidos desde 1929 hasta los años 80's, periodo en que se consideraron sustancias contaminantes y altamente tóxicas<sup>1</sup>. Por tanto, se prohibieron en distintos países del mundo por sus efectos peligrosos en la salud humana y el medio ambiente (MA). Se ha demostrado que causan cáncer en animales y seres humanos y graves efectos sobre los sistemas inmunológico, reproductivo, nervioso, neurológico y endocrino<sup>2</sup> [USEPA, 2018, IPCS, 2003, CONAMA, 2004].

Sus usos y aplicaciones han sido variados: fluidos dieléctricos en equipos eléctricos (transformadores, condensadores), lubricantes, aceites, líquidos de transferencia de calor, fluidos hidráulicos, entre otros [IPCS, 2003, USEPA, 2018]. Incluso estos compuestos se han aplicado como plaguicidas y herbicidas [CONAMA, 2004]. Debido a esta gran variedad de usos y su producción en masa, actualmente es posible encontrar este contaminante en equipos y materiales construidos previos a las limitaciones o prohibiciones de estas sustancias [USEPA, 2018].

Al ser liberados en el MA los PCBs son capaces de ser transportados largas distancias por aire o por agua como resultado de procesos naturales. A este mecanismo se le denomina transporte transfronterizo. Presentan la capacidad de ingresar a la cadena alimenticia y

<sup>1</sup>Existen 12 congéneres particularmente tóxicos, por su estructura similar a las dioxinas

<sup>2</sup>Los PCBs son clasificados como disruptores endocrinos

bioacumularse y biomagnificarse. Tienen una alta persistencia, lo cual implica que pueden permanecer inalterados por largos períodos de tiempo [IPCS, 2003]. Estudios han encontrado concentraciones en áreas alejadas de las fuentes, tales como zonas nevadas y marítimas, por lo cual, es posible encontrarlos en todo el mundo [CONAMA, 2004].

Los PCBs presentan un alto coeficiente de partición octanol-agua  $K_{OW}$ , por lo cual tienden a adsorberse en lípidos y material orgánico más que permanecer en forma de soluto. Este carácter hidrofóbico en general incrementa con la cantidad de cloro adicional en la molécula, como así también aumenta su persistencia y toxicidad [Fusi et al., 2018]. En contraste, los congéneres menos clorados presentan valores mayores del coeficiente de Henry  $K_H$ , lo cual indica mayor capacidad de volatilización desde la superficie de agua. [CONAMA, 2004]

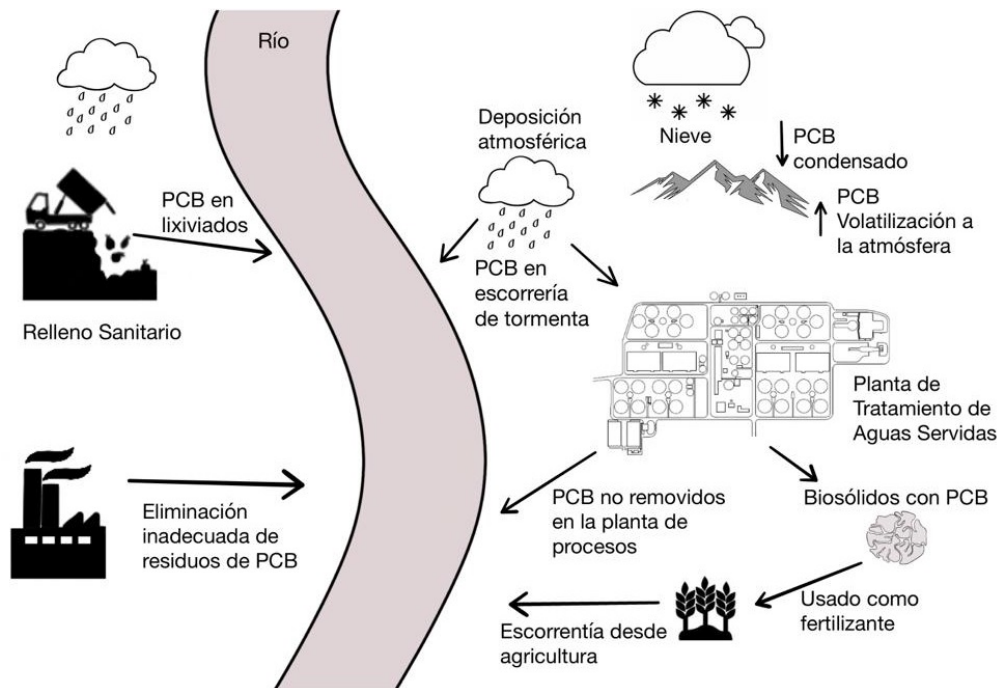


Figura 1.2: Fuentes y transporte de PCBs en el MA. Adaptado de [Fusi et al., 2018]

Las principales fuentes de este contaminante en el MA, corresponden a lixiviados de vertederos y disposición inadecuada de residuos. Fuentes secundarias son la incineración, volatilización y deposición atmosférica e incluso la condensación en ambientes fríos [Fusi et al., 2018]. Los eventos de lluvia favorecen el transporte de PCBs a través de la escorrentía superficial o subterránea producida en los rellenos sanitarios o en sitios que presenten eliminación inadecuada de estos. De esta forma estos compuestos tóxicos pueden llegar a los acuíferos, a fuentes superficiales de agua como ríos y lagos o al mar [Jing et al., 2018].

Los PCBs pueden entrar en las plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS) a través del alcantarillado urbano o la deposición atmosférica. Luego pueden ser descargados en el efluente hacia cuerpos de agua, o ser parte de los biosólidos generados. Si estos últimos son utilizados como fertilizantes en agricultura, se reincorpora el contaminante al MA a través de la escorrentía de riego, y es posible que ingrese a la cadena alimenticia por ingesta de alimentos contaminados [Fusi et al., 2018]. Las PTAS son un elemento clave para la remoción de los

PCB en el MA. Las fuentes y el transporte de PCBs en el MA se resumen en la Figura 1.2.

Los estudios sobre presencia de PCBs en el MA en Chile son escasos [MMA, 2017b]. En la cuenca del Río Laja (Región del Bío-Bío) se estudió su presencia y se observaron concentraciones de  $1,1[ng/L]$  en las aguas del Lago Laja [Barra et al., 2005]. En sedimentos del mar interior de Chiloé, se evidenciaron concentraciones totales de 14 congéneres de PCBs en el rango  $2,41$  a  $97,37 [ng/gMS]$  [Montory et al., 2008]. Se determinó un alto porcentaje de congéneres de bajo peso molecular, lo cual se atribuyó a transporte atmosférico. Otros estudios en ambientes acuáticos mostraron órdenes de magnitud similares de concentración, por ejemplo  $1,29[ng/gMS]$ ,  $1,2[ng/gMS]$ ,  $3,5[ng/gMS]$  y  $64[ng/gMS]$  en el Río Imperial, Lago Chungará, Lago Castor y Laguna Venus, respectivamente [Barra et al., 2004, Montory et al., 2008].

El año 2017 se realizó un Inventario Nacional para evaluar la cantidad de estos compuestos en el país. Se objetivo fue registrar la existencia de PCBs, identificando fuentes y usos. Los principales sectores productivos vinculados a la posesión de estas sustancias son: minero, energía eléctrica y sus grandes consumidores, y transporte ferroviario. Su mayor uso ha sido como aceite dieléctricos en transformadores, condensadores y equipamientos eléctricos. Los mayores volúmenes de aceites con PCBs, en uso y almacenados, se agrupan en las regiones del Biobío y Metropolitana, en donde el sector de transporte ferroviario cuenta con un 58 %, y los grandes consumidores de energía eléctrica con un 22 % [MMA, 2017b].

## 1.2. Presencia de PCBs en PTAS

Existe abundante investigación sobre la presencia de PCBs en la línea de aguas (LA) [Dube et al., 1974, Capozzi et al., 2019]. La cantidad de congéneres estudiados permite caracterizar su movilidad y distribución. Hay estudios que los identifican individualmente, mientras que otros estiman la suma de una cantidad definida de congéneres, o los 209. Las concentraciones individuales en las aguas servidas (AS) crudas son generalmente reportadas en el rango bajo de los  $[ng/L]$ . La suma de los 209 congéneres se estima en promedio entre  $50$  y  $100[ng/L]$  [Margot et al., 2015]. Algunas concentraciones totales para 7 congéneres representativos<sup>3</sup> van desde los  $630[pg/L]$  [Yao et al., 2014] hasta los  $1000 [ng/L]$  [Katsoyiannis and Samara, 2004]. Su distribución en fase adsorbida puede ir desde un 40 % hasta un 78 % [Katsoyiannis and Samara, 2005]. Las concentraciones de PCBs individuales en los efluentes son generalmente menores a  $1[ng/L]$ , mientras que la suma de los 209 es alrededor de  $20[ng/L]$  [Margot et al., 2015].

En la Tabla 1.1 se muestra una recopilación de concentraciones en distintas etapas de la LA para el congénere 180. Algunos estudios incluyen la distribución del contaminante [Yao et al., 2014], mientras que otros exhiben las concentraciones como el total presente en la muestra [Pham and Proulx, 1997]. Su concentración en el afluente puede ir desde los  $3,1[pg/L]$  hasta los  $340[ng/L]$ , mientras que en el agua tratada se puede observar desde los  $155[pg/L]$  hasta los  $74[ng/L]$ , mostrando así un 77 % y 78 % de remoción, respectivamente. Algunos estudios reportan eficiencias de remoción en el rango 65 – 70 % para este congénere y un promedio de 75 % para la suma de los 209 congéneres [Margot et al., 2015]. Valores de remoción para los tratamientos primario y secundario se pueden observar en la Tabla 1.2.

---

<sup>3</sup>Congéneres 28, 52, 101, 118, 138, 153, y 180



Tabla 1.1: Concentraciones de congénere PCB 180 en etapas de la LA de PTAS. Concentraciones fase total y disuelta [ $ng/L$ ] y concentraciones fase adsorbida [ $ng/gMS$ ]

Etapa	Valor	Fase	Características planta	Referencia
Influente a planta	340	Total	PTAS Thessaloniki, Grecia. 1 millón PE. 120-150 mil $m^3/d$ . 5 – 10 % de flujo industrial.	[Katsoyiannis and Samara, 2004]
Sedimentación primaria	250	Total		[Katsoyiannis and Samara, 2004]
Sedimentación secundaria	74	Total		[Katsoyiannis and Samara, 2004]
Influente a planta	0,677	Total	PTAS Quebec, Canada. 1.4 millón PE. 1,3 millon $m^3/s$ . 15 % de flujo industrial.	[Pham and Proulx, 1997]
Efluente de la planta	0,155	Total		[Pham and Proulx, 1997]
Influente a planta	0,0031	Disuelta	PTAS Zhejiang, China. 90 – 120 mil $m^3/d$ . 70 % agua industrial	[Yao et al., 2014]
Sedimentación primaria	0,002	Disuelta		[Yao et al., 2014]
Sedimentación secundaria	0,0023	Disuelta		[Yao et al., 2014]
Influente a planta	0,032	Adsorbida		[Yao et al., 2014]

En la Tabla 1.3 se exponen porcentajes de distribución en fase adsorbida para el congénere 180. Se observa que los valores disminuyen a medida que el flujo de agua es tratado. Este comportamiento se atribuye a la cantidad de sólidos disponibles para la sorción y la presencia de partículas finas no sedimentables (NSPs) y carbono orgánico disuelto (DOC) que acarrean al contaminante en la fase disuelta [Katsoyiannis and Samara, 2005].

Tabla 1.2: Eficiencias de remoción [%] para PCB180 en distintos procesos de tratamiento.

Ubicación	Valor	Origen	Referencia
Tratamiento Primario	38	Modelación	[Katsoyiannis et al., 2006]
	42	Mediciones en PTAS	[Katsoyiannis and Samara, 2004]
Tratamiento Secundario	57	Modelación	[Katsoyiannis et al., 2006]
	59	Mediciones en PTAS	[Katsoyiannis and Samara, 2004]
Agua tratada	65	Modelación	[Katsoyiannis et al., 2006]
	70	Mediciones en PTAS	[Katsoyiannis and Samara, 2004]
Digestión Anaeróbica	26	Mediciones en laboratorio <sup>1</sup>	[Barret et al., 2010a]
	43	Mediciones en laboratorio <sup>2</sup>	[Barret et al., 2010a]
	46	Mediciones en laboratorio <sup>3</sup>	[Barret et al., 2010a]
Lodo tratado	32	Balance de masa	[Katsoyiannis and Samara, 2005]

<sup>1</sup> Para lodo primario. <sup>2</sup> Para lodo primario pretratado térmicamente. <sup>3</sup> Para lodo secundario.

En cuanto a la línea de lodos (LL), los estudios han caracterizado su presencia en distintos tipos, tales como lodos primarios y secundarios, pre tratados térmicamente, mezclados, y también en digeridos y deshidratados (Tabla 1.4). Algunos incluyen la partición de la concentración [Yao et al., 2014] mientras que otros los porcentajes de distribución [Katsoyiannis and Samara, 2005] (Tabla 1.3).

En general se observa que los lodos secundarios tienden a poseer más altas concentraciones que los primarios. Esto se relaciona con la mayor capacidad de adsorción que se tiene en el

tratamiento secundario. Los lodos tratados exhiben las concentraciones más altas, debido a la persistencia de los PCBs en la digestión, la reducción de la masa de lodos durante acondicionamiento y digestión, y a la posterior deshidratación, la cual separa la fracción de materia orgánica solubilizada del material sólido [Mailler et al., 2017].

Tabla 1.3: Porcentajes de distribución en fase suspendida [%] para PCB 180 en distintos procesos de tratamiento. Referencia: [Katsoyiannis and Samara, 2005].

Proceso	Valor
Entrada a planta	56
Tratamiento Primario	45
Tratamiento Secundario	40
Lodo Primario	74
Lodo Secundario	52

Las concentraciones individuales de PCBs están en el rango de 10 a 1000[ng/gMS]. El promedio de estas para 7 PCBs representativos es 500[ng/gMS], según [Margot et al., 2015] y 528[ng/gMS], según [Mailler et al., 2017]. El contenido total de PCBs depende del tipo de lodo. Los valores promedios para  $\sum_7 PCB_i$  son 331[ng/gMS], 1604[ng/gMS] y 2051[ng/gMS] para lodo secado térmicamente, torta de lodo y lodo digerido, respectivamente. Por otro lado, para  $\sum_{20} PCB_i$  son 531[ng/gMS], 2192[ng/gMS] y 2757[ng/gMS], respectivamente. Para el lodo secado térmicamente el contenido de PCBs decrece debido al carácter volátil de los congéneres menos clorados, sin embargo, la familia completa no presenta una tendencia clara, debido a la alta persistencia de los congéneres altamente clorados [Mailler et al., 2017]. En cuanto al congénere 180, las concentraciones en biosólidos se observan en el rango 0,282 – 310[ng/gMS].

Tabla 1.4: Concentraciones [ng/gMS] de PCB 180 en distintos tipos de lodos de PTAS.

Tipo de Lodo	Valor	Fase	Características planta	Referencia
Lodo primario	140	Total	PTAS Thessaloniki, Grecia. 1 millón PE. 120-150 mil $m^3/d$ . 5 – 10 % de flujo industrial.	[Katsoyiannis and Samara, 2004]
Lodo activado	150	Total		[Katsoyiannis and Samara, 2004]
Lodo tratado	210	Total		[Katsoyiannis and Samara, 2004]
Lodo primario	0,063	Adsorbida	PTAS Zhejiang, China. 90-120 mil $m^3/d$ . 70 % agua residual industrial	[Yao et al., 2014]
Lodo activado	0,108	Adsorbida		[Yao et al., 2014]
Lodo primario	0,033	Adsorbida		[Yao et al., 2014]
Lodo final	0,282	Adsorbida		[Yao et al., 2014]
Lodo crudo	129,4 <sup>b</sup>	Total	PTAS Seine Centre <sup>c</sup> y PTAS Seine Aval <sup>d</sup> de Paris, Francia	[Mailler et al., 2017]
Lodo digerido	430,3	Total	PTAS Seine Aval <sup>d</sup> de Paris, Francia	[Mailler et al., 2017]
Lodo centrifugado	29,4 <sup>b</sup>	Total	PTAS Seine Aval <sup>d</sup> y PTAS Seine Grésillons <sup>e</sup> de Paris, Francia	[Mailler et al., 2017]
Lodo secado térmicamente	36,3	Total	PTAS Seine Grésillons <sup>e</sup> de Paris, Francia	[Mailler et al., 2017]
Lodo tratado <sup>a</sup>	310	Total	PTAS Seine Aval de Paris, Francia	[Mailler et al., 2017]

<sup>a</sup> Torta de lodo tratado por digestión, espesamiento, acondicionamiento térmico y filtración por prensa. <sup>b</sup> Calculados como promedios de muestreo en ambas plantas. <sup>c</sup> 240 mil  $m^3/d$  de capacidad. 21 mil  $tonMS/año$  de lodo tratado. <sup>d</sup> 1.7 millones  $m^3/d$  de capacidad. 55 mil  $tonMS/año$  de lodo tratado. <sup>e</sup> 100 mil  $m^3/d$  de capacidad. 8 mil  $tonMS/año$  de lodo tratado

Sobre la situación de las PTAS en Chile, se han estudiado contaminantes emergentes en la región del Bio-Bio, tales como productos farmacéuticos [Henriquez Villa, 2012], sin embargo no existe evidencia de estudios sobre presencia de PCBs. Entre la escasa información, existe una evaluación de la persistencia y movilidad en sistemas suelo-biosólido, en la cual se utilizó biosólido proveniente de la PTAS El Trebal dispuesto en monorelleno, el cual presentó concentraciones máximas de 300 [ $\mu\text{g}/\text{kgMS}$ ] [Leiva Miranda, 2008].

Las PTAS más importantes del país están ubicadas en la capital Santiago: La Farfana (PTAS LF) y Mapocho-Trebal (PTAS M-T). Ambas tratan un caudal medio anual de 8.8 [ $\text{m}^3/\text{s}$ ], otorgando un 100 % de saneamiento de las AS de la cuenca del Gran Santiago [Aguas Andinas S.A., 2009]. En la actualidad han sido renombradas como *Biofactorías*, debido a las transformaciones en los procesos que la empresa dueña *Aguas andinas* ha desarrollado durante la última década. Estos cambios tienen como meta cero impacto ambiental, cero residuos y autoabastecimiento energético [Aguas Andinas S.A., 2018].

## 1.3. Modelación de la distribución y destino de PCBs en PTAS

### 1.3.1. Comportamiento en PTAS

Se reconocen tres posibles vías principales de eliminación para los PCBs durante el tratamiento convencional: adsorción a sólidos en suspensión o asociación con grasas y aceites, biodegradación aeróbica y anaeróbica, y volatilización. Un proceso de remoción avanzada aplicable es la degradación abiótica a través de fotólisis química [Birkett and Lester, 2003, Jing et al., 2018]. En la Figura 1.3 se observan gráficamente estos procesos.

Debido a su naturaleza hidrofóbica, el mecanismo de mayor remoción corresponde a la adsorción a material suspendido. Este proceso consiste en la transferencia del contaminante desde su fase líquida a sólida. Por tanto, el efecto general de los procesos convencionales de tratamiento es concentrar estos contaminantes en la LL. Las tecnologías de separación física, tal como la sedimentación, favorecen este mecanismo. Así el AS tratada presenta una relativa baja concentración, y el lodo tratado contiene la mayor parte de la masa que ingresó en el afluente [Birkett and Lester, 2003].

Para entender la biodegradación es necesario tener en cuenta las complejas interacciones entre los tres componentes del sistema: el contaminante, los microorganismos y el medio o matriz. En la Figura 1.4 se esquematizan las relaciones entre los tres factores. Por un lado, las características propias de los microbios definen el potencial que tienen para la biodegradación del contaminante, a través de la presencia y abundancia de microorganismos activos en el sistema. Por otro lado, los microorganismos interactúan con el medio, definiendo el metabolismo basal del sistema, lo cual puede influir en la biodegradación de PCBs a través de procesos cometabólicos. Y por último, el proceso de sorción que relaciona a los PCBs con el medio define su partición, lo cual puede ser determinante en la biodisponibilidad del contaminante para la actividad de biodegradación de los microorganismos. La biodisponibilidad en la deshalogenación o dechloración anaeróbica es el principal factor limitante [Barret et al., 2012].

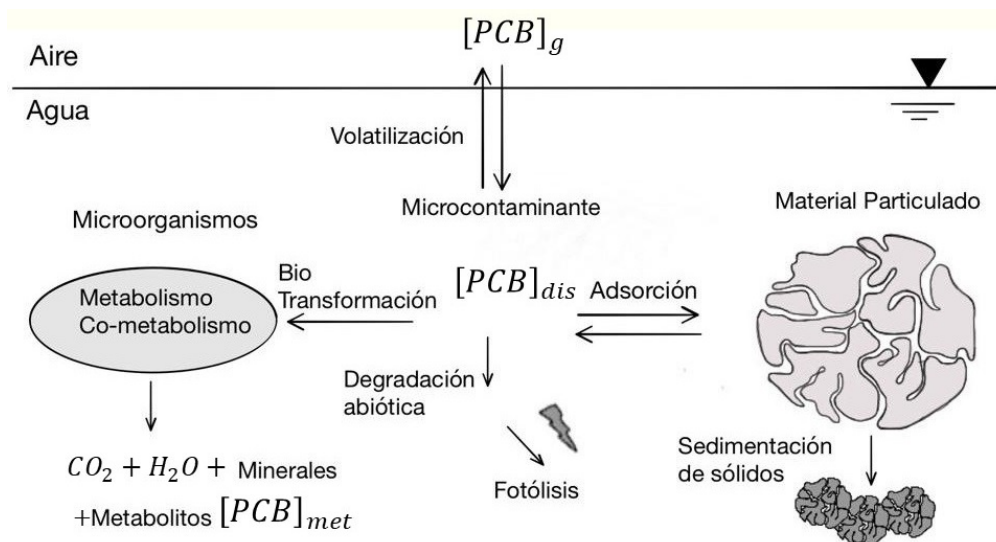


Figura 1.3: Procesos de remoción para los PCBs durante tratamiento de AS. Adaptado de [Birkett and Lester, 2003]

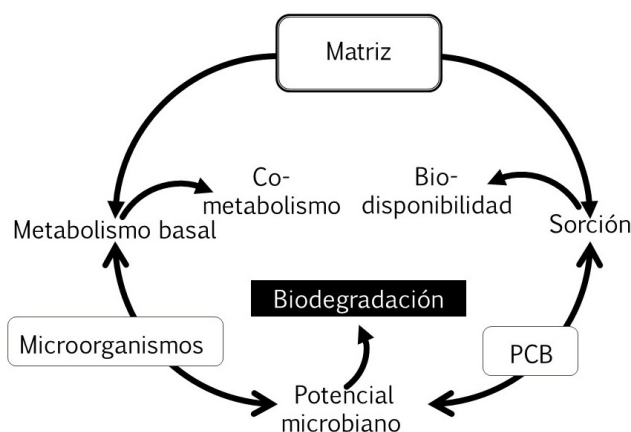


Figura 1.4: Red de interacciones entre los tres factores que influyen en la biodegradación de PCBs. Adaptado de [Barret et al., 2012]

La biodegradación de PCBs en general es mínima y decrece a mayor grado de cloración. Cuando es completa, produce  $CO_2$ ,  $H_2O$ , ácidos clorobenzoicos, cloruros y biomasa, y se requiere una combinación de actividad microbiana en condición aeróbica y anaeróbica. Los congéneres altamente clorados necesitan de la dechloración reductora para ser degradados, lo cual sucede en condiciones anaeróbicas. Este proceso de biotransformación resulta en PCBs con un grado de cloración 5 o menos. Los congéneres poco clorados son principalmente degradados por bacterias aeróbicas. Se ha obtenido hasta un 80% de remoción a través de la dechloración anaeróbica seguida por la degradación aeróbica [Birkett and Lester, 2003].

La volatilización consiste en la transferencia del compuesto desde su fase líquida a gaseosa. Puede ocurrir a través de dos formas: extracción de aire <sup>4</sup> o por interacción de equilibrio en la

<sup>4</sup>También denominada como volatilización por burbujas

superficie del agua. El primer mecanismo es importante en los tanques aireados, tales como los tanques biológicos del sistema de lodos activados, mientras que el segundo ocurre en los tanques libres a la atmósfera, como los sedimentadores, y puede ser un mecanismo relevante para los contaminantes semi-volátiles que no son biodegradables [Pomiès et al., 2013]. Este proceso para los congéneres altamente clorados puede ser despreciable, debido a su alta afinidad a la materia orgánica y su bajo coeficiente de Henry, sin embargo, los ligeramente clorados son potencialmente susceptibles a volatilizarse por extracción de aire [Birkett and Lester, 2003].

Tabla 1.5: Resumen de parámetros principales de PCBs en PTAS

Nombre	Parámetro	Compuesto	Unidad	Valor	Ubicación	Referencia
Coefficiente de partición octanol-agua	$\log K_{ow}$	PCB 180	-	7,2	-	[Katsoyiannis and Samara, 2005]
Constante de Henry	$\log K_H$	PCB 180	-	2,9	-	[Katsoyiannis et al., 2006]
Constante de Henry	$K_H$	PCB 180	$m^3/m^3$	39,81	-	[Barret et al., 2010c]
Constante de partición a material particulado	$\log K_{part}$	PCB 101	$mL/gPOC$ <sup>1</sup>	4,4	Lodo secundario	[Barret et al., 2010c]
Constante de partición a material DCM	$\log K_{DCM}$	PCB 101	$mL/gDCOC$ <sup>2</sup>	4,6	Lodo secundario	[Barret et al., 2010c]
Constante de partición a material particulado	$\log K_{part}$	PCB 153	$mL/gPOC$	5,3	Lodo digerido	[Barret et al., 2010c]
Constante de partición a material DCM	$\log K_{DCM}$	PCB 153	$mL/gDCOC$	5,1	Lodo digerido	[Barret et al., 2010c]

<sup>1</sup> POC: Carbono orgánico particulado. <sup>2</sup> DCOC: Carbono orgánico disuelto y coloidal.

Una selección de parámetros fisicoquímicos usados para representar y determinar el comportamiento de los PCBs en PTAS se muestran en la Tabla 1.5. Para la adsorción se utilizan coeficientes de partición  $K_p$  o de distribución  $K_d$ , los cuales dependen del material adsorbente (partículas en agua servida cruda o tratada, tipo de lodo, etc). Este parámetro corresponde a la relación en el equilibrio de la concentración en la fase adsorbida [ $ng/g$  de adsorbente] con la concentración de la fase disuelta [ $ng/L$ ]. El  $K_p$  es comúnmente asumido como una propiedad fisicoquímica intrínseca del contaminante, sin embargo, es necesario diferenciarlo dependiendo de la matriz de sólido, debido a que las interacciones con el medio, tales como electrostática, intercambios iónicos, superficie de complejación, entre otros, tienen un rol importante [Pomiès et al., 2013]. Sus valores tienden a decrecer a mayores concentraciones de sólidos, lo cual se atribuye a la presencia de materiales solubles que adsorben y acarrean al contaminante tales como las NSPs y el DOC [Katsoyiannis and Samara, 2005, Barret et al., 2012].

Cuando los valores de  $K_p$  no están disponibles, se describe comúnmente a través de una isoterma lineal del  $K_{ow}$  del soluto y el contenido de carbono orgánico  $f_{oc}$  del adsorbente [Birkett and Lester, 2003, Katsoyiannis and Samara, 2005]. Existen diferentes expresiones semi-empíricas para obtener el  $K_p$  en función del  $K_{ow}$  [Pomiès et al., 2013]. Sin embargo, su estimación utilizando  $K_{ow}$  para micro contaminantes orgánicos (MOCs) no es lo suficientemente precisa para su predicción. La determinación experimental del parámetro debe ser realizada en PTAS debido a la influencia de las características de la matriz [Barret et al., 2010c].

Los parámetros para la biodegradación de PCBs en PTAS han sido escasamente estudiados. Sin embargo, su biodegradación en sedimentos de medios acuáticos naturales ha sido abundantemente investigada [Karakas and Imamoglu, 2017]. El principal parámetro representativo de su deshalogenación es la tasa de biodegradación o de biotransformación ( $K_{bio}$ ), la cual puede ser determinada bajo condiciones aeróbicas o anaeróbicas. Otros parámetros utilizados dependen directamente de la formulación del modelo [Pomiès et al., 2013].

La volatilización es representada principalmente a partir de la constante de Henry  $K_H$ , el coeficiente de transferencia de masa en fase líquida  $k_L$  y el coeficiente de transferencia de masa en fase gaseosa  $k_G$  [Pomiès et al., 2013].

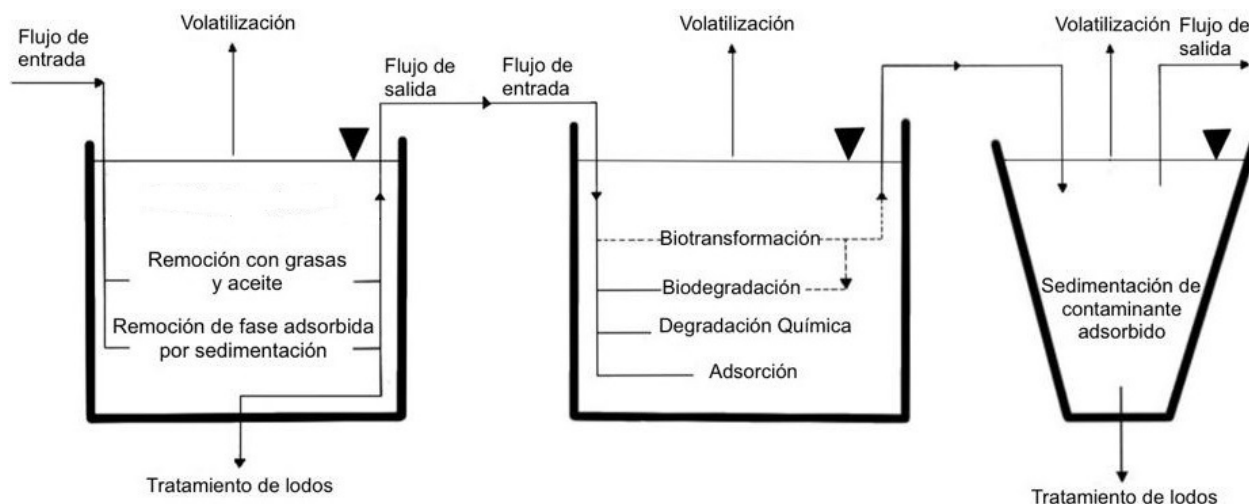


Figura 1.5: Mecanismos de remoción de PCBs durante sedimentación primaria y tratamiento secundario. Adaptado de [Birkett and Lester, 2003]

En el tratamiento preliminar, la remoción de PCBs es prácticamente nula. Sin embargo, en los tanques desengrasadores pueden acarrearlos debido a su afinidad con las grasas y lípidos. En el tratamiento primario el principal proceso de remoción es la adsorción. Esta eliminación puede verse afectada por la temperatura y la cantidad de sólidos. Las grasas y aceites que no hayan sido removidas antes también pueden transportarlos [Birkett and Lester, 2003].

En el tratamiento de lodos activados convencionales los PCBs pueden volatilizarse, ya sea superficialmente o producto de las burbujas en el tanque de aereación. También pueden sufrir biodegradación durante la actividad de los microorganismos, ya sea en condiciones aeróbicas o anaeróbicas, aunque generalmente los procesos aeróbicos son los responsables. Al igual que en el tratamiento primario, ocurren procesos de adsorción al material orgánico presente en el sistema, los cuales corresponden al principal mecanismo de remoción en el secundario [Birkett and Lester, 2003, Katsoyiannis and Samara, 2004]. Los procesos de eliminación para los PCBs durante el tratamiento convencional se muestran en la Figura 1.5.

Los tratamientos comunes para el espesado de lodos son: espesamiento mecánico y gravitatorio. Estos procesos de separación líquido-sólido sólo pueden afectar la partición de los PCBs. Esto quiere decir que el factor dominante en su destino es el  $K_d$  [Birkett and Lester, 2003]. Sin embargo, debido a su carácter altamente hidrofóbico, su presencia en la fase disuelta del

lodo crudo es probablemente nula o despreciable frente a la adsorbida, por lo cual, la remoción de agua del lodo no tiene incidencia en la distribución del contaminante [Mailler et al., 2017].

Para la estabilización y acondicionamiento de lodos el tratamiento más utilizado es la digestión anaeróbica (DA). El ambiente anaeróbico favorece la dechloración reductora de los PCBs, la cual puede resultar en congéneres poco clorados que luego son susceptibles a una mayor degradación aeróbica [Birkett and Lester, 2003]. Otros procesos de remoción son la volatilización y la sorción (tanto adsorción como desorción). En la Figura 1.6 se observa un resumen de los procesos que ocurren en la DA que afectan el destino y movilidad de PCBs.

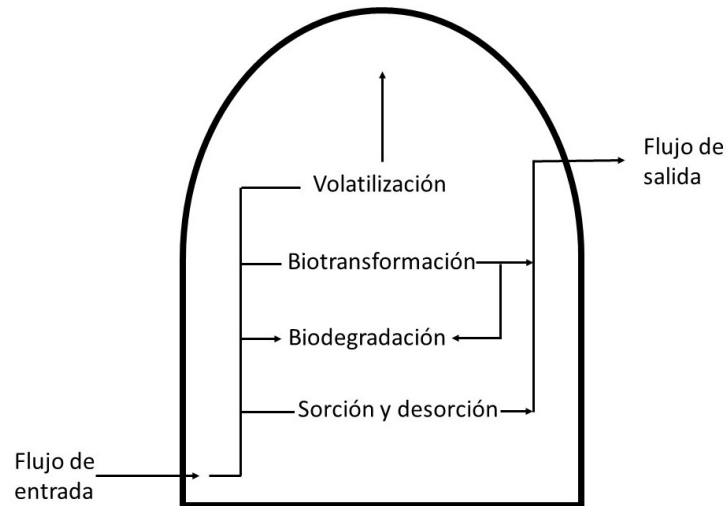


Figura 1.6: Mecanismos de remoción durante DA. Adaptado de [Birkett and Lester, 2003]

Existe evidencia científica de que la actividad de los microorganismos metanogénicos es la responsable de la biodegradación a través de la deshalogenación del contaminante bajo condiciones mesofílicas y termofílicas. Además, bajo las mesofílicas, la desintoxicación del lodo y las remociones de PCBs son las más altas (68 – 99 %) [Bertin et al., 2007].

En cuanto a tecnologías avanzadas en el tratamiento de lodo se destaca la Hidrólisis Térmica (HT). Esta corresponde a una tecnología aplicada previamente a la DA. La HT acelera el proceso de solubilización de materia orgánica, incrementa la producción de biogas, la deshidratación del lodo y la remoción de patógenos, y además reduce la cantidad de lodo producido [Taboada-Santos et al., 2019]. La PTAS M-T en Santiago incluyó a esta innovadora tecnología en su tratamiento de lodos, operativa desde el año 2012 [AKROS, 2014b].

La información científica sobre el impacto de la HT en la remoción de MOCs es escasa. La remoción en el sistema HT-DA se ha estudiado en limitados tipos de contaminantes, entre ellos algunos compuestos farmacéuticos, antibióticos y hormonas, sin embargo no en otros MOCs persistentes, tales como los PCBs. Los valores de eliminación reportados en la literatura varían significativamente, e incluso siendo algunos resultados contradictorios, lo cual se asocia a la diferencia en las condiciones de operación y la definición de remoción (si se considera la eliminación de la fase acuosa o de la sólida) [Yang et al., 2017a, Yang et al., 2017b].

### 1.3.2. Modelación de PCBs en PTAS

Las investigaciones en el área de la modelación del destino de xenobióticos, como los PCBs, ha enfrentado dos principales desafíos: comprender los mecanismos de remoción del contaminante durante el tratamiento biológico de las AS, y proporcionar predicciones confiables con los datos de entrada limitados, debido a la falta de mediciones en plantas a gran escala. Existe abundante aplicación de modelos durante tratamiento primario y secundario, sin embargo, escasa modelación en la DA de lodos residuales [Polesel, 2016].

El uso de los modelos ha sido focalizado en la predicción de: eficiencias de remoción, distribución entre fases, y las concentraciones en las diferentes etapas del tratamiento de AS. Entre los distintos tipos de modelos desarrollados, se distinguen los modelos basados en concentración, los cuales se han usado en predicciones de destino en laboratorios y/o en sistemas de tratamiento de gran escala [Polesel, 2016]. Algunos de estos han sido implementados como extensión de modelos reconocidos, tales como ASMs (*Activated Sludge Models*) para tratamiento secundario convencional con lodo activado [Henze et al., 2015], y ADM (*Anaerobic Digestion Model*) para DA de lodos residuales [Batstone et al., 2002].

Importantes modelos existentes en la literatura han sido revisados y evaluados respecto a la potencial implementación de estos para estimar la distribución, movilidad y destino de PCBs en PTAS (Tabla 1.6). La mayoría fueron desarrollados para simular el comportamiento de grupos de contaminantes<sup>5</sup> dentro de los cuales los PCBs están incluidos.

Una breve presentación de la formulación y principales características de algunos de estos modelos (“*Modelo estacionario de concentración para evaluar destino de compuestos orgánicos hidrofóbicos y volátiles*” [Lee et al., 1994], “*ASM-X Model*” [Plósz et al., 2010, Polesel et al., 2015], “*Modelo de 3 componentes para sorción de micro contaminantes en lodos*” [Barret et al., 2010d], “*Modelo de 3 componentes para sorción de micro contaminantes en lodos*” [Delgado-Mirquez et al., 2011]) pueden ser observados en el Apéndice A.2.

La evaluación de los modelos se realizó de acuerdo a diferentes criterios: tipo de modelo y estado del régimen de flujo (estacionario o transitorio), contaminante/s estudiados, fases modeladas, proceso/s de tratamiento de AS estudiado, procesos de remoción del contaminante, variables de estado, fuente de parámetros, escala de aplicación, condiciones redox y herramienta computacional.

En particular, la modelación de la Hidrólisis Térmica como pretratamiento de la Digestión Anaeróbica es escasa y está en desarrollo. Los principales efectos estudiados han estado relacionadas con la producción de biogas, deshidratación de lodo, eficiencias de remoción de materia orgánica, entre otras. Sin embargo, no se ha incluido en la modelación la influencia en la remoción de contaminantes orgánicos persistentes como los PCBs.

---

<sup>5</sup>Entre las categorías revisadas se destacan: Contaminantes Orgánicos Emergentes (EOCs), Contaminantes Orgánicos Traza (TOCs) o Micro Contaminantes Orgánicos (MOCs), Contaminantes Xenobióticos Traza (XTCs), Químicos Disruptores Endocrinos (EDCs) y Contaminantes Orgánicos Persistentes (POPs). En el Apéndice A.1 se presenta una revisión y discusión sobre clasificación de contaminantes para los PCBs.



Tabla 1.6: Resumen de modelos aplicables a PCBs en el tratamiento de AS

Nombre	Descripción	Contaminante estudiado	Fases	Proceso unitario de tratamiento	Procesos de remoción modelados	Variables de estado	Escala de aplicación	Comentarios
Modelo estacionario avanzado para destino de VOCs <sup>1</sup> hidrofóbicos en lodo activado [Lee et al., 1994]	Régimen estacionario basado en concentración. Herramienta computacional: Excel Macro. Fuente de parámetros: Literatura	VOCs <sup>1</sup>	Disuelta libre y adsorbida a material suspendido orgánico (SSV <sup>2</sup> )	Sedimentación primaria y LAC <sup>3</sup>	Advección, adsorción/desorción, biodegradación de la fase disuelta, biodegradación de la fase sorbida, volatilización a través de burbujas, volatilización superficial	$X_a$ <sup>4</sup> , $X_{a,j}$ <sup>5</sup> , $S$ <sup>6</sup> , $C_j^p$ <sup>7</sup> , $C_j$ <sup>8</sup>	PTAS	Simulación de escenario en PTAS ideal con parámetros típicos de compuestos volátiles e hidrofóbicos
Modelo FATE <sup>9</sup> [Katsiyannis et al., 2006]	Régimen estacionario basado en concentración. Herramienta computacional: No se menciona. Fuente de parámetros: Literatura, mediciones y operación de planta	7 PCBs <sup>10</sup> y 19 OCs <sup>11</sup>	Disuelta libre y adsorbida a material suspendido orgánico (SSV <sup>2</sup> )	Sedimentación primaria y LAC <sup>3</sup>	Sorción, volatilización por extracción de aire y biodegradación	$X_0$ <sup>12</sup> , $X$ <sup>13</sup>	PTAS	Se realizaron mediciones en planta para validar modelo. También se compararon resultados con otros estudios de presencia de contaminantes
Modelo ASM-X <sup>14</sup> [Plósz et al., 2010] [Polesel, 2016]	Régimen dinámico basado en concentración. Herramienta computacional: Software WEST. Fuente de parámetros: Literatura, laboratorio, muestreo a full escala	Xenobióticos: SMX <sup>15</sup> , TCY <sup>16</sup> y CIP <sup>17</sup>	Disuelta libre, disuelta retransformable y adsorbida a lodo secundario	LAC <sup>3</sup>	Adsorción/desorción, biotransformación, retransformación	$C_{LI}$ <sup>18</sup> , $C_{SL}$ <sup>19</sup> , $C_{CJ}$ <sup>20</sup>	Laboratorio y PTAS	Se acopla con modelo ASM1 <sup>21</sup> para simular el crecimiento de biomasa bajo condiciones anóxicas y aeróbicas
Modelo de 3 compartimientos para sorción de MOCs <sup>22</sup> en lodos [Barret et al., 2010d]	Modelo cinético y estacionario. Herramienta computacional: Excel Macro. Fuente de parámetros: laboratorio.	PAHs <sup>23</sup>	Disuelta libre, adsorbida a DCM <sup>24</sup> y adsorbida a material particulado	Digestión anaeróbica	Sorción/desorción desde fase libre hacia: fase adherida a DCM <sup>24</sup> y adherida a material suspendido	$K_p$ <sup>25</sup> , $K_{DCM}$ <sup>26</sup>	PTAS	-
Modelo dinámico para biodisponibilidad y cometabolismo de MOCs <sup>22</sup> durante DA [Delgado-Mirquez et al., 2011]	Basado en concentración. Régimen dinámico. Herramienta computacional: Matlab - Simulink. Fuente de parámetros: laboratorio	PAHs <sup>23</sup>	Disuelta libre, adsorbida a DCM <sup>24</sup> , adsorbida a material particulado y gaseosa	Digestión anaeróbica	Volatilización, sorción a partículas, sorción a DCM <sup>24</sup> , degradación de fase disuelto libre, degradación de fase adsorbido a DCM <sup>24</sup> , degradación de fase adsorbido a material particulado	$X$ <sup>27</sup> , $S_s$ <sup>28</sup> , $S_p$ <sup>29</sup> , $C_g$ <sup>30</sup> , $C_p$ <sup>31</sup> , $C_{DCM}$ <sup>32</sup> , $C_f$ <sup>33</sup>	Laboratorio	Biotransformación de fase acuosa total (incluye fase disuelta libre y adsorbida a DCM <sup>24</sup> )

<sup>1</sup> VOCs: Compuestos orgánicos volátiles. <sup>2</sup> SSV: Sólidos suspendidos volátiles. <sup>3</sup> LAC: Lodos activados convencionales. <sup>4</sup>  $X_a$ : concentración de biomasa activa degradadora de sustrato orgánico primario. <sup>5</sup>  $X_{a,j}$ : concentración de biomasa activa especializada degradadora del contaminante. <sup>6</sup>  $S$ : concentración de sustrato orgánico primario biodegradables por bacterias que no degradan al contaminante. <sup>7</sup>  $C_j^p$ : Concentración disuelta del contaminante en tratamiento primario. <sup>8</sup>  $C_j$ : Concentración disuelta del contaminante en tratamiento secundario. <sup>9</sup> Modelo estimador de destino y tratabilidad. <sup>10</sup> Congéneres 28, 52, 101, 118, 153, 138 y 180. <sup>11</sup> OCs: Compuestos organoclorados. <sup>12</sup>  $X_0$ : concentración disuelta del contaminante en tratamiento primario. <sup>13</sup>  $X$ : concentración disuelta del contaminante en tratamiento secundario. <sup>14</sup> Modelo de lodos activados para xenobióticos. <sup>15</sup> Sulfametoxazol. <sup>16</sup> Tetraciclina. <sup>17</sup> Ciprofloxacino. <sup>18</sup>  $C_{LI}$ : concentración en fase líquida del compuesto original. <sup>19</sup>  $C_{SL}$ : concentración adsorbida del compuesto original al lodo secundario. <sup>20</sup>  $C_{CJ}$ : concentración disuelta retransformable. <sup>21</sup> Modelo de lodos activados N°1 [Henze et al., 1987]. <sup>22</sup> Micro contaminantes orgánicos <sup>23</sup> Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos. <sup>24</sup> Material disuelto y coloidal. <sup>25</sup>  $K_p$ : constante de sorción a partículas. <sup>26</sup>  $K_{DCM}$ : constante de sorción a DCM. <sup>27</sup>  $X$ : concentración de biomasa activa. <sup>28</sup>  $S_s$ : sustrato soluble. <sup>29</sup>  $S_p$ : sustrato particulado. <sup>30</sup>  $C_g$ : concentración del contaminante en fase gaseosa. <sup>31</sup>  $C_p$ : concentración del contaminante en fase adsorbida a partículas. <sup>32</sup>  $C_{DCM}$ : concentración del contaminante en fase adsorbida a DCM. <sup>33</sup>  $C_f$ : concentración del contaminante en fase disuelta libre.

## 1.4. PCBs en efluentes tratados: reúso y normativa

El reúso de aguas residuales (AR) es una opción para el ahorro y uso eficiente del agua, el cual tiene por objetivo aprovechar el recurso previamente utilizado para suplir las necesidades hídricas, después de someterlo a un tratamiento determinado. Los posibles usos son: riego agrícola, industrial, recarga de acuíferos, y, en situaciones de escasez extrema, incluso como agua potable o para higiene personal [Fundación Chile, 2017]. Desde el punto de vista técnico, se diferencian 3 tipos de reúso de las AR tratadas [DIC, 2019]:

- *De facto*: corresponde a una reutilización de AR tratadas no reconocida oficialmente. Por ejemplo, una PTAS descarga a una fuente de agua, tal como puede ser un río, el cual es utilizado como fuente de agua potable. Esto se observa en la cuenca del Río Maipo, donde la reutilización es principalmente para riego.
- Indirecto: donde el agua pasa por una PTAS y luego una planta de tratamiento de agua avanzada. Posteriormente se descarga a fuentes de aguas superficiales o subterránea, lo que permite su utilización en otros usos.
- Directo: cuando el AS tratada es directamente empleada, luego de su tratamiento, en otros usos, incluso nuevamente para uso potable.

El aspecto más importante en el reúso es la calidad del agua que se requiere para ser reutilizada, con el fin de garantizar que patógenos no entren en contacto con las personas, por el riesgo que pueden traer en la salud pública y en la contaminación del MA [Fundación Chile, 2017]. La [FAO, 2017] reconoce a los PCBs como contaminantes peligrosos asociados en el uso de AR en la agricultura. Además, destaca que la presencia y comportamiento de estos contaminantes emergentes está en investigación y desarrollo.

En Chile el reúso de aguas tratadas ha tomado fuerza en la discusión de la gestión integrada del recurso hídrico debido a la escasez y sequía que sufre el país en la actualidad. Así es necesaria la búsqueda y aplicación de nuevas tecnologías de tal manera de obtener un uso eficiente del agua y de nuevas fuentes para la obtención de este recurso, tales como pueden ser las AS. Este tema aun está en desarrollo, debido a que la experiencia en este ámbito es escasa, a pesar que en la actualidad se ha alcanzado niveles de cobertura en el tratamiento de las AS cercanos al 99% en sectores urbanos [Fundación Chile, 2017].

En Santiago, las plantas LF y M-T descargan al Río Mapocho un volumen de agua depurada de 274,9 y 229 millones de  $m^3$  respectivamente [Aguas Andinas S.A., 2018]. Aguas abajo de las descargas, el Río Mapocho abastece de agua a los sectores agrícolas aledaños, lo cual representa un riesgo en cuanto a la posible presencia de PCBs en las descargas. También pueden ser ingeridos por la red alimentaria acuática (principalmente peces) y luego bioacumularse en la cadena trófica con un impacto potencial para la salud humana.

Ambas biofactorías generan aproximadamente 850[ton] de biosólidos diariamente. Pueden tener 4 destinos: rellenos sanitarios, monorelleno en el CGIB<sup>6</sup> El Rutal, reutilización agrícola o co-digestión. El recuento anual para el 2018 fue de 310547 toneladas de biosólidos, de los cuales un 51% se destinaron como abono en predios agrícolas [Aguas Andinas S.A., 2018].

---

<sup>6</sup>Centro de Gestión Integral de Biosólidos

Tabla 1.7: Concentraciones límites aplicables a PCBs en efluentes de PTAS.

Compuesto	Unidad	Valor límite	Normativa aplicada en	País o institución	Referencia
209 PCBs	$\frac{\mu g}{L}$	0,2	Reutilización de aguas para potabilización	WHO	[WHO, 2017]
209 PCBs	$\frac{ngTEQ}{L}$ <sup>a</sup>	0,016	3 potenciales reúsos: uso de agua de lluvia, recarga de acuíferos y aumento en suministros de agua potables.	Australia	[ATSE, 2013]
209 PCBs	$\frac{\mu g}{L}$	0,0005	Aguas de consumo humano y doméstico	Ecuador	[PRE, 2011]
209 PCBs	$\frac{\mu g}{L}$	0,001	Para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces, frías o calidad, y en aguas marinas y de estuario	Ecuador	[PRE, 2011]
209 PCBs	$\frac{\mu g}{L}$	0,01	Para aguas subterráneas	Ecuador	[PRE, 2011]
209 PCBs	$\frac{mg}{kgMS}$	0,8	Lodos tratados reutilizables en agricultura	Unión Europea	[Barret et al., 2012]
209 PCBs	$\frac{mg}{kgMS}$	1	Lodos tratados reutilizables en agricultura	Texas y Nueva York, USA	[Birkett and Lester, 2003]
7 PCBs	$\frac{mg}{kgMS}$	0,8	Lodos tratados reutilizables en agricultura	Francia	[Mailler et al., 2014]
7 PCBs	$\frac{mg}{kgMS}$	0,42	Recuperación de suelos	Suecia	[Blanchard et al., 2001]
209 PCBs	$\frac{mg}{kgMS}$	50	Lodos tratados reutilizables en agricultura	Arizona, USA	[ARD, 2019]
209 PCBs	$\frac{mgTEQ}{kgMS}$ <sup>a</sup>	0,0003	Lodos tratados reutilizables en agricultura	USA	[Birkett and Lester, 2003]
Congéneres individuales de PCBs	$\frac{\mu g}{kgMS}$	200	Lodos tratados reutilizables en agricultura	Alemania, Suiza y Países Bajos	[Birkett and Lester, 2003]
Dioxinas y furanos	$\frac{ngTEQ}{kgMS}$ <sup>a</sup>	100	Lodos tratados reutilizables en agricultura	Alemania, Suiza y Países Bajos	[Birkett and Lester, 2003]

<sup>a</sup> TEQ: Coeficiente de Equivalencia Tóxica

El uso de biosólidos como fertilizantes puede tener impactos ambientales si presenta PCBs: contaminar cuerpos superficiales de agua a través de la escorrentía, contaminar las aguas subterráneas a través de percolación, ser ingeridos por animales y seres humanos a través de los cultivos o impacto ecotoxicológico en los suelos. Estas sustancias tienen una alta relevancia cuando los lodos son valorizados y tratados térmicamente o incinerados, debido a que 12 congéneres presentan un comportamiento similar a las dioxinas[Birkett and Lester, 2003].

La normativa internacional relacionada con el reúso de aguas tratadas impone límites para los 209 congéneres de PCBs en total [Birkett and Lester, 2003, Barret et al., 2012], sin embargo, países como Francia [Mailler et al., 2014] y Suecia [Blanchard et al., 2001], regulan la concentración total de los 7 PCBs representativos de la familia. Otras regulaciones en lodos incluyen un valor límite común para los congéneres individuales, y también los regula como dioxinas, debido al comportamiento análogo que presentan algunos congéneres [Birkett and Lester, 2003]. Tanto para las regulaciones en aguas como en lodos, la mayoría utilizan concentraciones máxicas del contaminante, pero hay otras que utilizan el coeficiente de equivalencia tóxica (TEQ). En la Tabla 1.7 se muestran valores límites de normativas de distintas instituciones y países, aplicables a la presencia de PCBs en el reúso de aguas tratadas y de biosólidos.

Los PCB son clasificados por el PNUMA<sup>7</sup> como uno de los 12 COPs (Compuestos Orgánicos Persistentes) en el Convenio de Estocolmo, y los declara como uno de los contaminantes más peligrosos para la salud humana [Stockholm Convention, 2001]. El Convenio de Estocolmo fue incorporado en la ley chilena el año 2004 y puesto en marcha en el Plan Nacional de Implementación para la Gestión de los COPs en Chile [CONAMA, 2005]. La regulación en Chile en materia de COPs presentes en compartimientos ambientales es dispersa, por lo que no existe una regulación unitaria [MMA, 2017b].

En cuanto a aguas, la normativa chilena menciona los PCBs en el DS 106 de Aguas Minerales, en el cual solo se indica una concentración indetectable [MINSAL, 2001]. En el DS 143 de Calidad de Aguas Continentales por contacto directo se entrega un valor límite de 0.0055[mg/L] [MSGP, 2009a]. Normas como NCh 409 de agua potable, DS 90 de emisión a aguas marinas y continentales, y NCh 1333 de calidad del agua para diferentes usos (tales como riego), no hacen mención de este contaminante [INN, 1987, INN, 2006, MSGP, 2001]. Por otro lado existe una “*Guía para la Elaboración de Normas Secundarias de Calidad Ambiental en aguas continentales y marinas*” [MMA, 2017a] en la que se alude a los PCBs.

Esta guía presenta como posibles fuentes emisoras de estas sustancias a las PTAS urbanas y rurales, y a las extracciones de petróleo. Además, señala que en Chile existe una importante brecha de información respecto a contaminantes emergentes como los PCBs. No presenta valores límites recomendados, debido a que considera que las mediciones de estos tienen altos costos. En reemplazo a lo anterior, propone el uso de la bioacumulación o de biomarcadores en peces reportados en la literatura. Destaca como desafío más relevante en la normativa chilena el estudio del control de los contaminantes emergentes.

Respecto a lodos tratados el decreto DS 4 [MSGP, 2009b] tiene por objetivo regular el manejo de lodos generados en PTAS. No se menciona la presencia de PCBs, sin embargo, establece que los lodos peligrosos deben registrarse por el DS 148 [MINSAL, 2004]. Este último aprueba el reglamento sanitario sobre manejo de residuos peligrosos y tampoco alude a su presencia en lodos residuales del tratamiento de AS.

La legislación del reúso de AR en Chile no regula ni fomenta específicamente la reutilización de AS tratadas [Fundación Chile, 2017]. Sin embargo, es importante destacar que el año 2018 se publicó la Ley N° 21.075 [MOP, 2018] que regula la recolección, reutilización y disposición de aguas grises y que establece y norma los sistemas de reutilización de estas aguas.

Así, por lo tanto, es necesario conocer en profundidad la dinámica de movilidad y la distribución de los PCBs en PTAS, lo cual motiva al presente trabajo de título. En este, se investiga la presencia y la movilidad de PCBs en la Planta de Tratamientos de Aguas Servidas Mapocho – Trebal de Santiago de Chile, a través de un modelo conceptual, para luego establecer sus posibles consecuencias en reúso de efluentes de la planta. Además, se incluye un análisis normativo respecto a su presencia en aguas y lodos tratados de PTAS.

---

<sup>7</sup>PNUMA: Programa de las Naciones Unidas por el Medio Ambiente

## 1.5. Objetivos

### 1.5.1. General

El objetivo general del presente trabajo de título es caracterizar la distribución y movilidad de los PCBs en la biofactoría Mapocho-Trebal de Santiago, y establecer sus posibles consecuencias en el reúso del agua tratada.

### 1.5.2. Específicos

Para llevar a cabo el objetivo general se establecieron los siguientes objetivos específicos:

- OE 1** Desarrollar un modelo conceptual para estimar la presencia de PCBs en la línea de aguas y línea de lodos de la biofactoría Mapocho-Trebal como caso de estudio.
- OE 2** Simular y validar el modelo a través de una comparación de los resultados con datos bibliográficos y realizar un análisis de sensibilidad.
- OE 3** Analizar posibles consecuencias que generen las concentraciones del contaminante en reúso de efluentes de la planta bajo contexto normativo para PCBs en Chile.

A partir de los objetivos específicos definidos para el desarrollo de este trabajo de título se plantearon tareas con el fin de cumplir con el objetivo propuesto. Estas tareas se muestran en la Sección 2 de Metodología, organizadas por objetivo correspondiente.

# Capítulo 2

## Metodología

### 2.1. OE 1: Desarrollo del modelo

#### 2.1.1. Tarea 1: Revisión de antecedentes de la PTAS M-T

Se revisaron antecedentes públicos sobre los procesos y línea de tratamiento de la planta, tales como bases de diseño y dimensionamiento, reportes e informes presentados en el SEA<sup>1</sup> [Aguas Andinas S.A., 2007, Aguas Andinas S.A., 2009, Aguas Andinas S.A., 2010, SEA, 2011, SEA, 2018]. Además se examinó un modelo desarrollado para el proceso tarifario 2015-2020 de la planta [AKROS, 2014a, AKROS, 2014b, AKROS, 2014c].

Con la información examinada se elaboró un diagrama de flujo de la LA y de la LL. Se recopilaron los datos y parámetros de la planta, tales como caudales, concentraciones de SST, razón entre SSV/SST, volúmenes de tanque, DBO, entre otros. Estos datos corresponden a parámetros operacionales analizados estadísticamente como promedios anuales para el año 2013, para un caudal promedio de entrada a la planta de  $Q = 6,6[m^3/s]$  [AKROS, 2014a, AKROS, 2014b, AKROS, 2014c], los cuales fueron utilizados como input en el modelo.

#### 2.1.2. Tarea 2: Elaboración del modelo conceptual

Se efectuó una revisión bibliográfica sobre movilidad, destino y modelación de PCBs o sus clasificaciones,<sup>2</sup> en PTAS de gran envergadura ( $> 1$  millón de PE), tanto en LA como en LL. En la Tabla 2.1 se presentan los modelos aplicados, los procesos de remoción modelados y las fases del contaminante para cada proceso de tratamiento de la PTAS M-T. En estricto rigor el proceso de HT no fue modelado, ya que no se incluye la influencia que tiene en la distribución y remoción del contaminante. Se estimó la concentración del contaminante producto del proceso de advección a partir de la partición de sólidos en la HT.

Por otro lado, se obtuvieron los parámetros de la modelación para el congénere PCB 180. Se utilizó este congénere debido a que presenta una alta persistencia por sus 7 átomos de cloro y además existe abundante información respecto a su presencia en PTAS. Algunos de estos parámetros fueron: coeficiente octanol agua  $K_{ow}$  y coeficiente de Henry  $K_H$ . Otros parámetros fueron obtenidos para contaminantes análogos a los PCBs o para otro congénere de PCB, tales como: constante de biotransformación en lodos activados  $k_{bio}$  (PCB151), constante de adsorción a material particulado en lodos activados  $K_{part}^s$  (PCB101), entre otros.

Los modelos de los procesos unitarios se formularon y acoplaron en el programa Microsoft Excel. La resolución del modelo se programó a través de los complementos Solver y Visual Basic. De esta forma se obtuvo un modelo conceptual integrado para la planta completa.

---

<sup>1</sup>SEA: Servicio de Evaluación Ambiental

<sup>2</sup>Revisión y discusión sobre clasificación de contaminantes en Apéndice A.1

Tabla 2.1: Tabla resumen de procesos de tratamiento modelados para la PTAS M-T.

Proceso de tratamiento	Modelo	Justificación	Procesos de remoción	Fases
<i>Línea de Aguas</i>				
Pozo de gruesos y desbaste de sólidos con rejillas y desarenador	-	Remoción despreciable debido a nula adsorción, biodegradación y volatilización	-	-
Desengrasado	-	Falta de información sobre modelación	-	-
Sedimentación gravitacional	Modelo estacionario para destino de VOCs <sup>1</sup> hidrofóbicos <sup>2</sup> complementado con modelo FATE <sup>3</sup>	Procesos de sorción y volatilización afectan distribución y destino	Advección, sorción a material suspendido y volatilización	$C_d$ <sup>9</sup> $C_{ad}$ <sup>10</sup>
Lodos activados convencionales	ASM-X <sup>4</sup> complementado con modelo ASSM <sup>5</sup>	Procesos de sorción, volatilización y biodegradación afectan distribución y destino	Advección, sorción a material suspendido y biodegradación	$C_d$ <sup>9</sup> $C_{ad}$ <sup>10</sup>
Cloración	-	Remoción despreciable debido a nula adsorción, biodegradación y volatilización	-	-
<i>Línea de Lodos</i>				
Espesadores y cámara de mezcla	Modelo 3 componentes para sorción de MCOs <sup>6</sup> en lodos <sup>7</sup>	Procesos de advección afectan el destino	Advección	$C_d$ <sup>9</sup> $C_p$ <sup>11</sup> $C_{DCM}$ <sup>12</sup>
Hidrólisis térmica (HT) y Digestión anaeróbica (DA)	Modelo 4 componentes para biodisponibilidad y cometabolismo de MCOs <sup>6</sup> en DA <sup>8</sup> . HT no se modela	Procesos de sorción y volatilización afectan distribución y destino. Falta de información para HT	Advección, sorción a material suspendido y a DCM <sup>6</sup> , biodegradación y volatilización	$C_d$ <sup>9</sup> $C_p$ <sup>11</sup> $C_{DCM}$ <sup>12</sup> $C_g$ <sup>13</sup>
Centrífugas	Modelo 3 componentes para sorción de MCOs <sup>6</sup> en lodos <sup>7</sup>	Procesos de advección afectan el destino	Advección	$C_d$ <sup>9</sup> $C_p$ <sup>11</sup> $C_{DCM}$ <sup>12</sup>

<sup>1</sup> Compuestos orgánicos volátiles (VOCs). <sup>2</sup> [Lee et al., 1994]. <sup>3</sup> *Fate And Treatability Estimation model* [Katsoyiannis et al., 2006]. <sup>4</sup> *Activated Sludge Model for Xenobiotics* [Polesel, 2016]. <sup>5</sup> *Activated Sludge Simple Model* [Nannig et al., 2008]. <sup>6</sup> Micro Contaminantes Orgánicos (MCOs). <sup>7</sup> [Barret et al., 2010d]. <sup>8</sup> [Delgadillo-Mirquez et al., 2011]. <sup>9</sup>  $C_d$  : Concentración disuelta libre. <sup>10</sup>  $C_{ad}$  : Concentración adsorbida a material orgánico suspendido en LA <sup>11</sup>  $C_p$  : Concentración adsorbida a material orgánico particulado en LL. <sup>12</sup>  $C_{DCM}$  : Concentración adsorbida a material disuelto y coloidal (DCM). <sup>13</sup>  $C_g$  : Concentración gaseosa.

## 2.2. OE 2: Simulación, validación y análisis de sensibilidad

### 2.2.1. Tarea 3: Simulación del modelo conceptual y validación

Se realizó una revisión bibliográfica sobre presencia de PCBs en los afluentes de PTAS en el mundo para obtener el input de concentración al modelo para validar. Se utilizó 340[ng/L]

de concentración disuelta del congéner PCB 180, medidos a través de campaña de muestreo en la planta de Thessaloniki, Grecia [Katsoyiannis and Samara, 2004]. Esta trata un volumen de 120000 a 150000 [ton] de aguas residenciales e industriales para un millón de PE. Entre el 5 % y 10 % de las aguas corresponden al sector industrial. El proceso de tratamiento de la planta incluye tamizado, rejillas, sedimentación primaria sin uso de coagulantes químicos, tratamiento convencional de lodos activados y desinfección con cloro. En cuanto a lodos, estos son espesados, digeridos anaeróbicamente y deshidratados.

Se efectuó también una revisión bibliográfica sobre presencia de PCBs en todos los procesos modelados en PTAS o en plantas piloto. Los datos revisados fueron: distribución de concentraciones, eficiencias de remoción por procesos y coeficientes de distribución.

Se corrió el modelo conceptual y se obtuvo como resultado la distribución de concentraciones dentro de la planta y en los efluentes tratados. Además se calcularon las eficiencias de remoción, el coeficiente de distribución por proceso de tratamiento y para los efluentes tratados, y los flujos de masa. Estos resultados fueron comparados con los valores bibliográficos reportados tanto en el estudio de [Katsoyiannis and Samara, 2004] como en otras experiencias de plantas de gran envergadura (Tablas 1.1, 1.2, 1.3 y 1.4). Por último, se hizo un análisis sobre los resultados obtenidos y la validación del modelo, en cuanto a la distribución, movilidad y destino de los PCBs en la planta.

### 2.2.2. Tarea 4: Análisis de sensibilidad

Se realizaron dos análisis de sensibilidad: uno respecto a parámetros de interés y otro respecto a la carga de PCB de entrada al modelo.

Para el primero, se definieron los parámetros sensibles a partir de lo presentado por [Chong, 2015] para la LA, y lo presentado por [Delgadillo-Mirquez et al., 2011] para la LL, tomando como caso base los resultados de la Tarea 3. Los parámetros escogidos fueron:  $K_d^P$ : constante de partición en tratamiento primario,  $K_d^S$ : constante de partición en tratamiento secundario y  $K_{biot}^S$ : constante de tasa de biotransformación en tratamiento secundario, con el objetivo de evaluar el impacto de los procesos que representan.

Se ejecutaron simulaciones con variación de +50 % para cada parámetro. Luego se estimó la sensibilidad, como la razón de cambio entre el valor nuevo y el valor del caso base, respecto al cambio en las variables de estado en los efluentes<sup>3</sup>:  $C_{d,T}$ ,  $C_{ad}$  y  $C_T$  para LA y  $C_d$ ,  $C_p$ ,  $C_{DCM}$  y  $C_T$  para LL. Finalmente se analizaron los resultados obtenidos en cuanto a la variación respecto al caso base, y también respecto a lo presentado en la bibliografía.

Por el otro lado, se ejecutó una simulación con una concentración total del PCB 180 de entrada de 340[ng/L], distribuida en fase disuelta en un 44 % y lo restante en fase adsorbida al material suspendido [Katsoyiannis and Samara, 2005]. Fue computada con el objetivo de evaluar la respuesta del modelo y comparar los resultados en los efluentes con el caso base. Se obtuvieron como resultados los coeficientes de sensibilidad de las variables de estado en los efluentes respecto al caso base.

---

<sup>3</sup>Detalles de la nomenclatura presentados en Sección 3.2



## 2.3. OE 3: Análisis de consecuencias bajo contexto normativo para PCBs en Chile

### 2.3.1. Tarea 5: Análisis de consecuencias para reúso de efluentes

Se revisaron normas nacionales vigentes relacionadas al reúso de aguas servidas, de tipo *de facto*, y de lodos tratados. Los temas buscados fueron: descarga de aguas servidas, calidad de agua potable, calidad de agua para contacto directo y calidad para diferentes usos, tales como riego, y la regulación del manejo de lodos generados en PTAS. Esto se realizó para conocer e identificar el estado actual de la normativa chilena en relación al reúso de aguas y lodos tratados en PTAS, que eventualmente presenten contaminación de PCBs.

Además, se revisaron normas internacionales sobre conservación de ambientes acuáticos y reúso de aguas tratadas. Con esta información, se comparó y analizó la calidad de los efluentes generados a partir de la modelación conceptual y su potencial contaminante. Para el agua tratada, se evaluó los efectos que puedan tener en el medio ambiente acuático y en el reúso tipo *de facto*. Respecto a los biosólidos, se evaluaron los efectos que puedan tener en el uso como fertilizante en agricultura. Además se estimó el potencial tóxico de los PCBs, por medio del coeficiente de equivalencia tóxica (TEQ), y el potencial de bioconcentración a través del coeficiente de bioconcentración (BCF).

Luego, teniendo en cuenta el contexto nacional e internacional, se procedió a analizar el contexto normativo para PCBs en Chile, respecto al reúso de efluentes de PTAS.

# Capítulo 3

## Modelo conceptual para estimar la presencia y movilidad de PCBs en la biofactoría Mapocho-Trebal

### 3.1. Caso de estudio: PTAS M-T

La planta de Tratamiento de Aguas Servidas Mapocho-Trebal (PTAS M-T) está ubicada en la localidad de El Trebal, comuna de Padre Hurtado, Región Metropolitana. Corresponde a un complejo de tratamiento ampliado, compuesto por dos plantas interconectadas: “El Trebal” (2001) y “Mapocho” (2013). La Trebal fue diseñada para recibir y tratar un caudal promedio anual de  $4,4[m^3/s]$ , mientras que Mapocho-Trebal está actualmente construida y operativa para tratar un total de  $8,8[m^3/s]$  en promedio anual, y se proyecta en un futuro que alcance un caudal de diseño de  $11[m^3/s]$  [Aguas Andinas S.A., 2009, SEA, 2018].

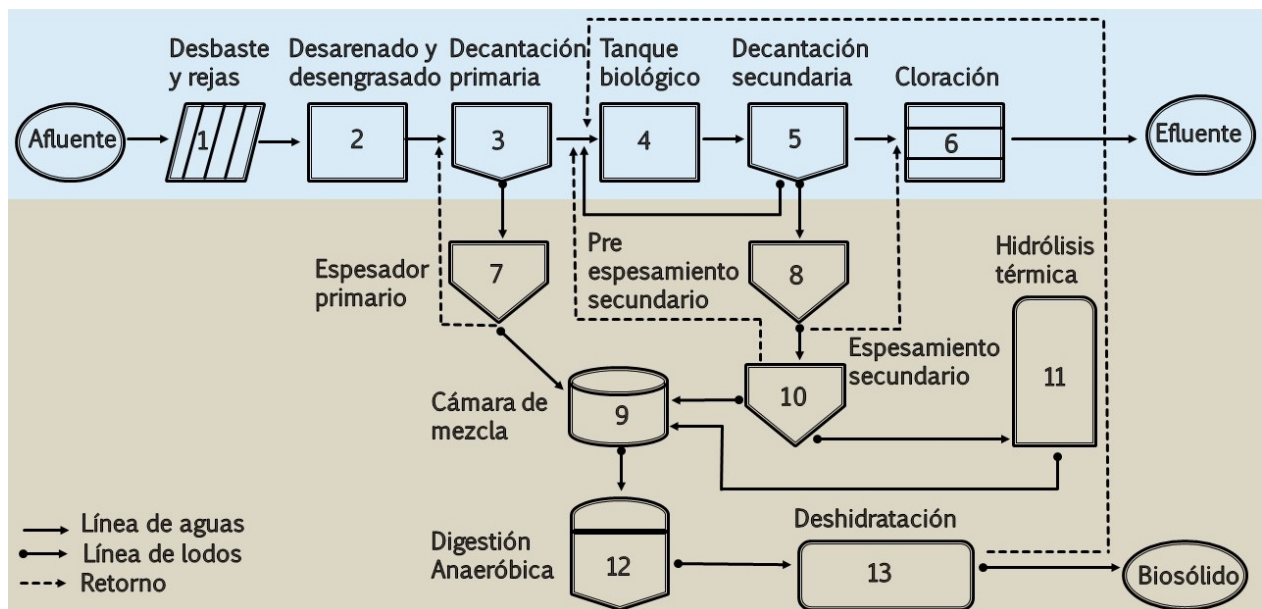


Figura 3.1: Diagrama de flujo de la PTAS M-T.

La PTAS M-T utiliza la tecnología de “Lodos Activados Convencionales” en conjunto con “Hidrólisis Térmica de Lodos” y “Digestión Anaeróbica Mesofílica Convencional”<sup>1</sup> [AKROS, 2014a]. En esta se consideran dos grandes líneas de proceso: una línea de tratamiento de aguas y otra línea de tratamiento de lodos [AKROS, 2014a].

Respecto a la LA, el pre-tratamiento es común para ambas plantas, por lo cual el flujo

<sup>1</sup>La combinación de los procesos de “Hidrólisis Térmica de Lodos” y “Digestión Anaeróbica Mesofílica Convencional” también se les denomina “Digestión Anaeróbica Avanzada” [SEA, 2018].

de agua ingresa a un único proceso. Luego el caudal se divide, pasando a los decantadores primarios, seguido del tratamiento secundario de cada planta por separado. Estas líneas presentan diferencias tanto en cantidad de tanques como en volúmenes unitarios. Finalmente, en los tanques de cloración ambas líneas vuelven a confluir, para luego dar paso a la descarga al río Mapocho [AKROS, 2014a, Aguas Andinas S.A., 2009].

En cuanto a la LL, Mapocho presenta una particularidad: los lodos espesados secundarios son derivados a HT para luego dirigirse a la DA. La HT fue puesta en marcha el año 2015, con lo cual la PTAS M-T inicia el proceso de Digestión Anaeróbica Avanzada [SEA, 2018]. Por su lado, Trebal pasa directamente los lodos mezclados a la DA [Aguas Andinas S.A., 2009].

La implementación de esta innovadora tecnología complementaria, forma parte del: “Plan de Adecuación de las plantas de tratamiento de aguas servidas a Biofactorías”. Su objetivo es transformar las grandes PTAS en instalaciones autosustentables en energía, minimizando la generación de residuos y de emisiones [SEA, 2018].

Los datos y parámetros de la PTAS M-T obtenidos para el tratamiento primario, el tratamiento secundario y la digestión anaeróbica se presentan en las Tablas 3.1, 3.2 y 3.3 respectivamente. Los parámetros de los procesos restantes se presentan en el Apéndice B.

En la Figura 3.1 se presenta el diagrama de flujo de la PTAS M-T. Representa una simplificación de la planta Mapocho, debido a que incluye mayor cantidad de procesos y es más compleja que la Trebal. El diagrama de flujo se utiliza para el desarrollo de la estructura del modelo presente en 3.2.

### 3.1.1. Línea de aguas

Está compuesta por 4 procesos [Aguas Andinas S.A., 2007, Aguas Andinas S.A., 2009]:

- **Tratamiento preliminar:** Tiene como objetivo proteger de elementos sólidos los procesos de la planta ubicados aguas abajo. Está compuesto por las siguientes instalaciones: obra de toma, rejas, tanque desarenador y sistema desengrasador.
- **Tratamiento primario:** El agua entra a una cámara de distribución para repartir proporcionalmente el caudal hacia las plantas de tratamiento El Trebal y Mapocho. En esta etapa de tratamiento las AS son sometidas a un proceso de decantación gravitacional con el propósito de remover parte de la concentración de los sólidos suspendidos totales ( $SST$ ) y demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ).

Tabla 3.1: Parámetros de la PTAS M-T en el tratamiento primario.

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$V_P$	Volumen	$m^3$	305362	[Aguas Andinas S.A., 2007]
$Q^0$	Caudal de entrada	$m^3/d$	515870	[AKROS, 2014c]
$Q^s$	Caudal de salida	$m^3/d$	514279	[AKROS, 2014c]
$Q^w$	Caudal de lodos primarios	$m^3/d$	30066	[AKROS, 2014c]
$Q^r$	Caudal de retorno	$m^3/d$	28476	[AKROS, 2014c]
$X_v^s$	Concentración de SSV en efluente	$mgSSV/L$	166	Calculado
$X_v^w$	Concentración de SSV en lodos primarios	$mgSSV/L$	2349	Calculado
$F_{X_v}^W$	Flujo de SSV en lodos primarios	$kgSSV/d$	70636	[AKROS, 2014c]
$F_X^s$	Flujo de SST de salida	$kgSST/d$	97756	[AKROS, 2014c]
$Xv/X^s$	Razón entre SSV y SST del efluente primario	$\%gSSV/gSST$	87.4	[AKROS, 2014c]

- **Tratamiento secundario:** Se realiza el tratamiento biológico con la remoción de la carga orgánica ( $SST$  y  $DBO_5$ ) a los niveles requeridos por el DS 90. Esto se lleva a cabo a través del proceso de lodos activados convencionales, en el cual se realiza el abatimiento de la carga orgánica mediante oxigenación, y posteriormente separación del material suspendido de la fase líquida, generando un lodo secundario.

Tabla 3.2: Parámetros de la PTAS M-T en tratamiento secundario. Parte 1: Caudales y flujos.

Dato/parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$V$	Volumen aereación	$m^3$	121501	[AKROS, 2014c]
$SRT$	Tiempo de retención de sólidos	d	2.24	[AKROS, 2014c]
$Q^0$	Caudal de entrada a tratamiento secundario desde tratamiento primario	$m^3/d$	514279	[AKROS, 2014c]
$Q_r^{ES}$	Caudal de entrada a tratamiento secundario desde espesamiento secundario	$m^3/d$	28476	[AKROS, 2014c]
$Q_r^D$	Caudal de entrada a tratamiento secundario desde deshidratación de lodos	$m^3/d$	18561	[AKROS, 2014c]
$Q^s$	Caudal de salida de tratamiento secundario	$m^3/d$	526027.5	Calculado
$Q_w$	Caudal de lodo secundario de purga	$m^3/d$	36101	[AKROS, 2014c]
$Q^r$	Caudal de lodo de recirculación	$m^3/d$	481397	Calculado
$F_{SST}^0$	Carga de SST de entrada a tratamiento secundario	$kgSST/d$	111117	[AKROS, 2014c]
$F_{DBO}^0$	Carga de $DBO_5$ de entrada a reactor biológico	$kg/d$	126861	[AKROS, 2014c]
$F_{SST}^w$	Flujo de SST en descarte de lodos	$kgSST/d$	93052	[AKROS, 2014c]
$F_{DBO}$	Carga de $DBO_5$ de entrada a tratamiento biológico (diseño)	$kg/d$	27817	[Aguas Andinas S.A., 2010]
$F_{DQO}$	Carga de $DQO$ de entrada a tratamiento biológico (diseño)	$kg/d$	60453	[Aguas Andinas S.A., 2010]

- **Desinfección y efluente:** En esta última etapa, el efluente de los clarificadores secundarios es desinfectado con cloro gaseoso, para lo cual se realiza una mezcla rápida, y luego, se pasa a unos estanques de contacto. La dosificación promedio es de  $4[mg/L]$ . Para controlar la efectividad de la desinfección, esta instalado un equipo de medición continua de cloro residual, y así cumplir con la normativa de descarga DS 90.

### 3.1.2. Línea de lodos

Contempla las siguientes etapas [Aguas Andinas S.A., 2007, Aguas Andinas S.A., 2009] :

- **Acondicionamiento de lodos: Espesamiento, mezcla e hidrólisis térmica**

El objetivo del espesamiento es llevar la concentración de los lodos crudos a un valor requerido. Los lodos primarios se espesan gravitacionalmente, mientras que parte de los

secundarios por flotación directa. Luego ambos se direccionan a la cámara de mezcla. La porción restante del lodo secundario se espesa a través de centrífugas, y es dirigida a acondicionamiento a través de HT y luego se redirecciona a la cámara de mezcla. En esta se procede a homogeneizar el lodo que ingresa a la digestión, mediante una agitación intensa. La HT es un pretratamiento complementario a la DA. Tiene como objetivo entregar las condiciones que permitan una mayor y más rápida degradación de la materia orgánica al interior del digester anaeróbico, obteniendo un aumento en la producción de biogás.

- **Estabilización de lodos: Digestión Anaeróbica**

El proceso de DA tiene el objetivo de estabilizar la materia orgánica del lodo a través del control de las reacciones de fermentación biológica en los digestores. La materia orgánica biodegradable es transformada en biogás, compuesto por metano ( $CH_4$ ) entre 65 %-70 % y de dióxido de carbono ( $CO_2$ ) entre 30 %-35 %.

Tabla 3.3: Parámetros de la PTAS M-T en digestión anaeróbica. Parte 1: dimensionamiento, caudales y flujos.

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$V_{DA}^M$	Volumen de digestores en Mapocho	15000	$m^3$	[Aguas Andinas S.A., 2007]
$V_{DA}^T$	Volumen de digestores en Trebal	50400	$m^3$	[AKROS, 2014b]
$V_{DA}$	Volumen total de digestores	65400	$m^3$	Calculado
$TRH$	Tiempo de retención hidráulica	21.7	d	[AKROS, 2014c]
$Q_e^{DA}$	Caudal de lodo de entrada a digestión anaeróbica	3027	$m^3/d$	[AKROS, 2014c]
$Q_W^{DA}$	Caudal de lodo digerido	2972	$m^3/d$	[AKROS, 2014c]
$F_{SSVe}^{DA}$	Flujo de SSV en lodo mezclado de entrada al digester	96985	$kgSSV/d$	[AKROS, 2014c]
$F_{SSTe}^{DA}$	Flujo de SST en lodo mezclado de entrada al digester	126576	$kgSST/d$	[AKROS, 2014c]

- **Deshidratado de lodos:** Los lodos digeridos pasan a un proceso de deshidratación mecánica mediante el uso de centrífugas con lo cual alcanzan un 25 % de sequedad final. Previo a la centrifugación se procura la floculación de los lodos mediante la adición de polímeros orgánicos de tipo catiónico que facilitan la liberación del agua intersticial antes de someterlo a una fuerte aceleración.

## 3.2. Formulación del modelo

Para estimar la presencia de PCBs en la biofactoría Mapocho-Trebal se propone un modelo conceptual estacionario acoplado entre LA y LL. El sistema modelado contiene los procesos de tratamiento 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10, 12 y 13, según la numeración presente en la Figura 3.1. Estos procesos se modelan en base a formulaciones de autores diferentes, como se muestra en la Tabla 2.1. En esta se incluye la justificación de la modelación, los procesos de remoción modelados y las fases de PCB. Los modelos desarrollados se acoplan en un gran balance de masa en el sistema de tratamiento, obteniéndose así un sistema de ecuaciones de un total de 30.

Las variables de estado del modelo conceptual corresponden a las concentraciones de PCBs en cada fase, más la concentración total del contaminante en el tratamiento modelado. Para los sistemas de tratamientos de la LA estas son:  $C_{d,T}$ : concentración disuelta total,  $C_{ad}$  concentración adsorbida a material suspendido y  $C_T$ : concentración total; mientras que para los de la LL son:  $C_d$ : concentración disuelta libre,  $C_p$ : concentración adsorbida a material particulado,  $C_{DCM}$  concentración adsorbida a material DCM y  $C_T$ : concentración total. Para iniciar el modelo, se necesita la distribución de concentración afluente a la planta.

La formulación del balance de masa general para una fase “ $i$ ” se presenta en la Ecuación 3.1:

$$V \cdot \frac{dC_i}{dt} = F^0 - F^s \pm R_j \quad (3.1)$$

Donde:

$V$ : Volumen del proceso de tratamiento [ $m^3$ ]

$C_i$ : Concentración de PCB en fase “ $i$ ” (disuelta o adsorbida) en el sistema [ $ng/L$ ]

$V \cdot \frac{dC_i}{dt}$ : Representa la tasa de acumulación de PCBs en el sistema [ $ng/d$ ]

$F^0$ : Flujo de PCB de entrada [ $ng/d$ ]

$F^s$ : Flujo de PCB de salida [ $ng/d$ ]

$R_j$ : Tasa de acumulación (consumo o producción) causada por proceso  $j$  [ $ng/d$ ].

En estado estacionario para el contaminante el término  $\frac{dC_i}{dt}$  es nulo. Además, se denomina a los flujos de entrada y salida como una tasa de advección:  $R_{adv}$  [ $ng/d$ ]. Así, por lo tanto la Ecuación 3.1 queda como:

$$0 = R_{adv} \pm R_j \quad (3.2)$$

A modo general las tasas de acumulación de PCBs se categorizan en:  $R_{sor}$  [ $ng/d$ ] tasa de acumulación causada por procesos de sorción;  $R_{vol}$  [ $ng/d$ ] tasa de acumulación causada por procesos de volatilización;  $R_{bio}$  [ $ng/d$ ] tasa de acumulación causada por procesos de biodegradación. Así finalmente el balance de masa general para un proceso de tratamiento es:

$$0 = R_{adv} \pm R_{sor} \pm R_{vol} \pm R_{bio} \quad (3.3)$$

La formulación general del modelo para cada uno de los procesos de tratamiento se explica y justifica en las subsecciones 3.2.1 y 3.2.2, divididas para LA y LL, respectivamente. El principal supuesto común a todos los reactores es la mezcla completa. El detalle de la estructura del modelo se muestra en el Apéndice C.

La nomenclatura empleada en la modelación corresponde a:

- Símbolo “ $S$ ”: representa un parámetro o variable de estado
- Subíndice “ $i$ ”: representa el tipo de parámetro o variable de estado en particular.
- Superíndice “ $j$ ”: representa la ubicación del flujo donde se evalúa el parámetro o variable, relativo al proceso de tratamiento modelado
  - “ $0$ ” para entrada o afluente
  - “ $s$ ” para salida o efluente
  - “ $w$ ” para descarte o purga
  - “ $r$ ” para recirculación
  - Ausencia de superíndice indica evaluación del parámetro o variable en el reactor

### 3.2.1. Línea de aguas

#### 3.2.1.1. Sedimentador primario

Para este primer proceso se usa el modelo estacionario presentado por [Lee et al., 1994] para tratamiento primario. Además, se complementa la modelación con el modelo FATE [Katsoyiannis et al., 2006] para formular la advección de la fase adsorbida proveniente del retorno de la LL. Los fundamentos y características de estos modelos se presentan en la Tabla 1.6. El sistema modelo de [Lee et al., 1994] contiene tanto el proceso de tratamiento primario como el secundario, sin embargo, para la implementación del presente modelo, sólo se hace uso de la formulación para el primer tratamiento. Los supuestos y consideraciones con sus respectivas justificaciones son presentadas en la Tabla 3.5

Tabla 3.4: Base y fundamentos de la formulación del modelo para tratamiento primario.

Modelo/s aplicados	Supuestos y consideraciones	Justificación y comentarios	Referencias
Modelo estacionario avanzado para evaluar destino de VOCs hidrofóbicos [Lee et al., 1994]. Complementado con modelo estimador de destino y tratabilidad FATE [Katsoyiannis et al., 2006]	Modelo aplicado a PCBs con procesos de advección, sorción y volatilización superficial. Consideradas fases disuelta libre, adsorbida y gaseosa. Formulación del modelo en base solamente de la concentración disuelta libre	Propio del modelo	[Lee et al., 1994] [Katsoyiannis et al., 2006]
	Adsorción sigue una isoterma lineal y ocurre de forma instantánea. El tiempo de retención en el sedimentador es suficientemente grande para alcanzar el equilibrio completo entre sorción y desorción	Propio del modelo	[Lee et al., 1994]
	Material orgánico suspendido adsorbente representado por los sólidos suspendidos volátiles (SSV)	Propio del modelo. Implica conocer los flujos de entrada y salida de los SSV en el tratamiento primario	[Lee et al., 1994]
	Proceso de desorción despreciable para los PCBs	Debido a que son compuestos altamente hidrofóbicos y presentan una cinética de desorción muy lenta	[Yao et al., 2014]
	Concentración adsorbida a material suspendido en efluente de tratamiento preliminar nula	Esto se debe a que modelo de [Lee et al., 1994] no incluye en su formulación la concentración adsorbida del contaminante en afluente.	[Lee et al., 1994]
	Presencia de grasas y aceites despreciables.	Falta de información sobre aplicación de modelos en PCBs.	[Birkett and Lester, 2003]
	Se considera volatilización del contaminante a través de la superficie del sedimentador, desde la fase disuelta	Propio del modelo	[Lee et al., 1994]

Así por lo tanto, la formulación de los balances de masa a partir de la Ecuación general 3.3, para la fase disuelta y la fase adsorbida se muestran en las Ecuaciones 3.4 y 3.5 respectivamente. La formulación de las tasas se muestran en el Apéndice C.1.1.

### Fase disuelta $C$

$$0 = R_{adv} + R_{sor} + R_{vol,sup} \quad (3.4)$$

Donde:

$R_{adv}$ : Tasa de advección [ $ng/d$ ]

$R_{vol,sup}$ : Tasa de volatilización superficial [ $ng/d$ ]

### Fase adsorbida $C_{ad}$

$$0 = R_{adv} \quad (3.5)$$

El cálculo de la concentración total de PCBs (suma de las distintas fases) en las salidas de este proceso se muestra en la Ecuación 3.6. Los cálculos de  $C_{ad}^s$  y  $C_{ad}^w$  se muestran en las Ecuaciones C.12 y C.13 respectivamente.

$$C_T^j = C^j + C_{ad}^j \quad (3.6)$$

Donde:

$C_T^j$ : Concentración total de PCBs en caudal “ $j$ ” (“ $s$ ” para salida de clarificación primaria y “ $w$ ” para lodo primario) [ $ng/L$ ]

$C^j$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal “ $j$ ” (“ $s$ ” para salida de clarificación primaria y “ $w$ ” para lodo primario) [ $ng/L$ ]

$C_{ad}^j$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en caudal “ $j$ ” (“ $s$ ” para salida de clarificación primaria y “ $w$ ” para lodo primario) [ $ng/L$ ]

#### 3.2.1.2. Tanque de aireación y sedimentador secundario

Para la modelación del tratamiento secundario se realiza una adaptación del modelo ASM-X desarrollado por [Polesel, 2016] para el caso de estudio. Los fundamentos y características del modelo se detallan en la Tabla 1.6.

La implementación del ASM-X involucra el uso del modelo ASM1 [Henze et al., 1987] para simular el crecimiento de biomasa bajo condiciones aeróbicas y anóxicas. Para llevar a cabo la simulación del crecimiento de biomasa se utiliza el modelo ASSM, el cual corresponde a una simplificación del ASM1. La aplicación de este al caso de estudio se puede observar en la sección de Apéndice C.1.2.2, y los fundamentos de este en [Nannig et al., 2008].

Los supuestos y consideraciones con sus respectivas justificaciones para la formulación del modelo se presentan en la Tabla 3.5. Así por lo tanto, la formulación de los balances de masa a partir de la Ecuación 3.3, para la fase disuelta y la adsorbida, se muestran en las Ecuaciones 3.7 y 3.8, respectivamente. La formulación de las tasas se muestran en el Apéndice C.1.2.

### Fase disuelta libre $C_{LI}$

$$0 = R_{adv} + R_{sor} + R_{bio} \quad (3.7)$$

Donde:

$R_{adv}$ : Tasa de advección [ $ng/d$ ]



$R_{sor}$ : Tasa de sorción a material particulado [ $ng/d$ ]

$R_{bio}$ : Tasa de biotransformación [ $ng/d$ ]

Tabla 3.5: Base y fundamentos de la formulación del modelo para tratamiento secundario.

Modelo/s aplicados	Supuestos y consideraciones	Justificación y comentarios	Referencias
Modelo ASM-X [Polesel, 2016] complementado con modelo ASSM [Nannig et al., 2008] para el crecimiento de biomasa en lodos activados	Modelo aplicado a PCBs considerando fase disuelta y fase adsorbida. La fase retransformable $C_{CJ}$ presente en el modelo ASM-X se descarta. Proceso de retransformación también es descartado	La deoloración de PCBs se produce desde congéneres altamente clorados a congéneres levemente clorados <sup>1</sup> o a metabolitos <sup>2</sup> , pero no de forma inversa. Por lo tanto, no hay retransformación. Por otro lado, existe escasa información sobre constantes cinéticas de degradación incompleta en PTAS.	[Polesel, 2016] [Demirtepe et al., 2015] [Fusi et al., 2018] [Nair and Abraham, 2019]
	Modelo aplicado con procesos de advección, sorción y biotransformación. Procesos de sorción y biotransformación diferenciados por condición aeróbica y anóxica. No se incluye volatilización.	Propio del modelo	[Polesel, 2016]
	Concentración adsorbida modelada correspondiente a cantidad de contaminante adsorbida en el lodo secundario.	Propio del modelo	[Polesel, 2016]
	Adsorción de fase disuelta en material suspendido del efluente del clarificador sigue una isoterma lineal	Se realiza para estimar la salida en el efluente de agua del clarificador secundario	[Polesel, 2016]
	El contaminante a través del proceso de adsorción se adhiere al material del licor de mezcla, representado por SST	Implica conocer los flujos de entrada y salida de los SST en el tratamiento secundario	[Polesel, 2016]
	Proceso de desorción mínimo y despreciable para los PCBs	PCBs son compuestos altamente hidrofóbicos y presentan una cinética de desorción muy lenta	[Yao et al., 2014]
	Coefficientes de partición sólido líquido y constantes de tasa de biotransformación se consideran equivalentes para las condiciones aeróbicas y anaeróbicas	La literatura revisada no hace diferencia entre la condición de oxígeno disponible para la determinación de estos parámetros.	[Barret et al., 2010c] [Karakas and Imamoglu, 2017]
	Proceso de sorción instantáneo	En modelos en estado permanente se observa generalmente que la sorción es más rápida que la biodegradación en lodos activados	[Pomiès et al., 2013]
	Se utiliza coeficiente de partición $K_d$ para congénere 101 obtenido en lodos secundarios	Se realiza por falta de información respecto a coeficiente de partición en lodos secundarios para PCB 180	[Barret et al., 2010c]
	Constante de tasa de biotransformación $K_{bio}[\frac{L}{gSS \cdot d}]$ calculada a partir de tasa de deoloración $k_m[\frac{1}{d}]$ en sedimentos costeros para PCB 151	Se realiza por falta de información respecto a tasa de biotransformación en lodos secundarios	[Karakas and Imamoglu, 2017]

<sup>1</sup> Simplificación del modelo ASM1 [Henze et al., 1987]. <sup>2</sup> Biodegradación incompleta de PCBs. <sup>3</sup> Biodegradación completa de PCBs. Metabolitos: ácidos clorobenzoicos,  $CO_2$ ,  $H_2O$ ,  $Cl$  y biomasa.

### Fase adsorbida $C_{SL}$

$$0 = R_{adv} + R_{sor} \quad (3.8)$$

Donde:

$R_{adv}$ : Tasa de advección [ $ng/d$ ]

$R_{sor}$ : Tasa de sorción a material particulado [ $ng/d$ ]

El cálculo de la concentración total de PCBs (suma de las distintas fases) en las salidas de este proceso se muestra en la Ecuación 3.9. El cálculo de  $C_{ad}^s$  se muestra en C.44.

$$C_T^j = C_{dis}^j + C_{ad}^j \quad (3.9)$$

Donde:

$C_T^s$ : Concentración total de PCBs en caudal “ $j$ ” (“ $s$ ” para salida de clarificación secundaria y “ $w$ ” para lodo secundario) [ $ng/L$ ]

$C_{dis}^s$ : Concentración disuelta libre de PCBs en caudal “ $j$ ” (“ $s$ ” para salida de clarificación secundaria y “ $w$ ” para lodo secundario) [ $ng/L$ ]

$C_{ad}^s$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en caudal “ $j$ ” (“ $s$ ” para salida de clarificación secundaria y “ $w$ ” para lodo secundario) [ $ng/L$ ]

#### 3.2.1.3. Efluente línea de aguas

Para estimar el estado final de la LA se utiliza como base el modelo FATE presentado por [Katsoyiannis et al., 2006], el cual se utiliza para predecir la presencia de 26 COPs. Los fundamentos y características de este modelo se detallan en la Tabla 1.6.

El presente modelo se desarrolla con el único objetivo de estimar las concentraciones de salida de la LA de la planta. El único proceso involucrado por lo tanto corresponde a la advección, es decir, los flujos de masa de entrada y salida. La formulación de los balances de masa se realizan para las 2 fases de la LA: fase disuelta y adsorbida a material suspendido. Los supuestos y consideraciones con sus respectivas justificaciones para la formulación del modelo se presentan en la Tabla 3.6.

Tabla 3.6: Base y fundamentos de la formulación del modelo para efluente de LA.

Modelo/s aplicados	Supuestos y consideraciones	Justificación y comentarios	Referencias
Se utiliza como base modelo estimador de destino y tratabilidad FATE [Katsoyiannis et al., 2006]. Complementado con modelo ASSM <sup>1</sup> [Nannig et al., 2008] para el cálculo del efluente del tratamiento secundario.	Único proceso de movilidad: advección	Remoción despreciable debido a nula adsorción, biodegradación y volatilización	[Birkett and Lester, 2003]
	Se consideran fase disuelta y fase adsorbida a material suspendido	Propio del modelo	[Katsoyiannis et al., 2006]
	Para el flujo de retorno de sorbenadante desde la LL se estima la concentración disuelta total como la suma entre la fase disuelta libre y la fase adsorbida a DCM	Compatibilización de las fases provenientes de la LL con el modelo de la LA.	[Barret et al., 2010d]

<sup>1</sup> Activated Sludge Simple Model.

Así por lo tanto, la formulación del balance de masa a partir de la Ecuación 3.3, para las 2 fases, se muestran en la Ecuación 3.10, la cual es equivalente para ambas. La formulación de las tasas se muestran en el Apéndice C.1.3.

$$0 = R_{adv,i} \quad (3.10)$$

Donde:

$R_{adv,i}$ : Tasa de advección de la fase “*i*” (“*dis*” para fase disuelta, “*ad*” para fase adsorbida a material suspendido) en el effluente de la LA.

El cálculo de la concentración total de PCBs (suma de las distintas fases) en la salida de este proceso se muestra en la Ecuación 3.11. El cálculo de  $C_{ad}[ng/L]$  se muestra en C.57.

$$C_T = C_{dis} + C_{ad} \quad (3.11)$$

Donde:

$C_T$ : Concentración total de PCBs en effluente de la planta [ $ng/L$ ]

$C_{dis}$ : Concentración disuelta de PCBs en effluente de la planta [ $ng/L$ ]

$C_{ad}$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en effluente de la planta [ $ng/L$ ]

### 3.2.2. Línea de lodos

En primer lugar, para compatibilizar las fases presentes en la LA con las modeladas en la LL, se utiliza el modelo desarrollado en [Barret et al., 2010d]. Los fundamentos y características de este modelo se presentan en la Tabla 1.6.

De esta forma se obtiene la distribución entre las fases disuelta libre y adsorbida a material DCM, ambas presentes en el compartimiento líquido del modelo. Esto se realiza para la entrada a la LL, en los lodos primarios y secundarios crudos, y también para los flujos de retorno de sobrenadantes desde la LL hacia la LA. Las ecuaciones aplicadas se muestran en el Apéndice C.2.1.2. La estructura del modelo conceptual desarrollado para la línea de lodos completa se muestra en el Apéndice C.2.

#### 3.2.2.1. Espesadores, mezcla de lodos e hidrólisis térmica

Para los procesos de espesamiento y mezcla de lodos se utiliza como base el modelo presentado por [Barret et al., 2010d]. Los fundamentos y características de este modelo se presentan en la Tabla 1.6. Los supuestos y consideraciones con sus respectivas justificaciones para la formulación del modelo se presentan en la Tabla 3.7.

En cuanto a la HT se aplica el mismo modelo cinético de 3 compartimientos realizado en el espesamiento y mezcla de lodos. Por esto, los supuestos y las consideraciones son análogas a lo presentado en la Tabla 3.7. Sin embargo, es importante mencionar que en estricto rigor esto no corresponde a una modelación de remoción de PCBs a través de HT, debido a que sólo se involucra la advección del contaminante en el tratamiento y no la movilidad en las distintas fases producto del proceso de hidrólisis. En la Tabla 3.8 se resume lo considerado para el proceso de HT con sus justificaciones.

Tabla 3.7: Base y fundamentos de la formulación del modelo para espesadores y mezcla de lodos.

Modelo/s aplicados	Supuestos y consideraciones	Justificación y comentarios	Referencias
Modelo de 3 compartimientos para sorción de MCOs <sup>1</sup> en lodos.	Se consideran 3 compartimientos disponibles: el material particulado, el material disuelto y coloidal (DCM) y el medio acuoso	Propio del modelo. 3 fases: disuelta libre en el medio acuoso, adsorbida al DCM en medio acuoso y adsorbida al material sólido particulado.	[Barret et al., 2010d]
	Se asume nula actividad de reacciones químicas y bioquímicas. Por lo tanto, único proceso involucrado en la movilidad es la advección	La alta hidrofobicidad implica una concentración disuelta en el lodo crudo nula o despreciable frente a la adsorbida, por lo cual la adsorción es mínima. Acondicionar los lodos con coagulante antes de la remoción de agua tampoco tiene efecto en la partición.	[Birkett and Lester, 2003]
	Nula solubilización de sólidos particulados. Esto quiere decir que no hay interacción entre los SS y el DCM	Se utiliza para estimar la concentración de DCM, y por lo tanto, estimar la distribución entre la fase disuelta libre y la adsorbida a DCM	[Barret et al., 2010d]
	Nula interacción entre fase adsorbida a material particulado y la fase adsorbida a material DCM	Propio del modelo. Proceso de sorción a cada compartimiento adsorbente se realiza desde la fase disuelta libre	[Barret et al., 2010d]
	Material particulado adsorbente representado por SSV	SSV corresponden a la fracción orgánica	[Barret et al., 2010d]
	Fraccionamiento de sólidos en lodo primario y secundario espesado es igual al fraccionamiento en lodo de entrada	Se incluye para la determinación del fraccionamiento de SSV	[Birkett and Lester, 2003]
	Concentración de DCM y concentración de fase adherida a DCM calculados a partir de fraccionamiento experimental	Se incluyen características del lodo presente en el estudio de referencia por falta de información	[Delgadillo-Mirquez et al., 2011]
	Lodos secundarios espesados en mesas espesadoras se dirigen a cámara de mezcla, mientras que lodos espesados en centrifugas se dirigen a HT	Se utiliza para estimar flujos de lodos respectivos	[AKROS, 2014c]
	Coefficientes de partición para lodo primario y lodo secundario son análogos a lo largo de la línea de cada lodo respectivamente.	Proceso de adsorción no se ve afectado debido al comportamiento altamente hidrofóbico	[Yao et al., 2014] [Barret et al., 2010d] [Karakas and Imamoglu, 2017]

<sup>1</sup> Micro Contaminantes Orgánicos.

Así por lo tanto, la formulación del balance de masa a partir de la Ecuación general 3.3, para las 3 fases (disuelta, adsorbida a material particulado y adsorbida a material disuelto y coloidal “DCM”), se muestra en la Ecuación 3.12, la cual es equivalente para las 3. La formulación de las tasas se muestran en el Apéndice C.2.1.

$$0 = R_{adv,i}^j \quad (3.12)$$

Donde:

$R_{adv,i}^j$ : Tasa de advección de la fase “ $i$ ” (“ $dis$ ” para fase disuelta, “ $part$ ” para fase adsorbida a material particulado, “ $DCM$ ” para fase adsorbida a material disuelto y coloidal) en el proceso “ $j$ ” (“ $EP$ ” para espesador primario, “ $PES$ ” para pre espesador secundario, “ $ES$ ” para espesador secundario, “ $CM$ ” para camara de mezcla) [ $ng/d$ ]

Tabla 3.8: Base y fundamentos de la formulación de continuidad del modelo en hidrólisis térmica.

Modelo/s aplicados	Supuestos y consideraciones	Justificación y comentarios	Referencias
Modelo de 3 compartimientos para sorción de MCOs en lodos	Análogos a espesamiento y mezcla de lodos. Tabla 3.7	Esto se realiza para continuar con la movilidad del contaminante en la LL	[Barret et al., 2010d]
	No se consideran modelos que involucren transformaciones químicas ni bioquímicas durante la HT	Escasa investigación sobre modelación de este tipo de contaminantes en HT	[Taboada-Santos et al., 2019] [Phothilangka et al., 2008] [Li et al., 2017]

El cálculo de la concentración total de PCBs (suma de las distintas fases) en las salidas de cada proceso de espesamiento se muestra en la Ecuación 3.14. El superíndice “ $i$ ” representa el caudal de salida del proceso (“ $s$ ” para caudal de retorno de aguas y “ $w$ ” para caudal de lodos), mientras que “ $j$ ” representa a cada proceso de espesamiento (“ $EP$ ” para espesador primario, “ $PES$ ” para pre espesador secundario, “ $ES$ ” para espesador secundario, “ $CM$ ” para cámara de mezcla, “ $HT$ ” para hidrólisis térmica ). Cabe destacar además que el proceso de mezcla no presenta caudal de retorno a LA, por lo tanto la ecuación 3.14 no aplica. Los cálculos de  $C_{part}$  y  $C_{DCM}$  se muestran de forma general en la Ecuación 3.13.

$$C_k^{s,j} = C_k^j \cdot X_k^{s,j} \quad (3.13)$$

Donde:

$C_k^{s,j}$ : Concentración en fase “ $k$ ” (“ $part$ ” para adsorbida a material particulado y “ $DCM$ ” para adsorbida a DCM) en caudal de retorno de aguas de proceso “ $j$ ” [ $ng/L$ ]

$C_k^j$ : Concentración en fase “ $k$ ” (“ $part$ ” para adsorbida a material particulado y “ $DCM$ ” para adsorbida a DCM) en caudal de retorno de aguas de proceso “ $j$ ” [ $ng/gSSV$ ]

$X_k^{s,j}$ : Concentración de “ $k$ ” (“ $v$ ” para sólidos suspendidos orgánicos y “ $DCM$ ” para DCM orgánico) en caudal de retorno de aguas de proceso “ $j$ ” [ $gSSV/L$ ]

$$C_T^{i,j} = C_{dis}^{i,j} + C_{part}^{i,j} + C_{DCM}^{i,j} \quad (3.14)$$

Donde:

$C_T^{i,j}$ : Concentración total en caudal “ $i$ ” de proceso “ $j$ ” [ $ng/L$ ]

$C_{dis}^{i,j}$ : Concentración disuelta libre en caudal “ $i$ ” de proceso “ $j$ ” [ $ng/L$ ]

$C_{part}^{i,j}$ : Concentración adsorbida a material particulado en caudal “ $i$ ” de proceso “ $j$ ” [ $ng/L$ ]

$C_{DCM}^{i,j}$ : Concentración adsorbida a DCM en caudal “ $i$ ” de proceso “ $j$ ” [ $ng/L$ ]

### 3.2.2.2. Digestión anaeróbica

Para la modelación de este proceso de estabilización de lodo se aplica el modelo dinámico de cuatro componentes para la biodisponibilidad y cometabolismo de microcontaminantes DA [Delgadillo-Mirquez et al., 2011]. Los fundamentos y características de este modelo se presentan en la Tabla 1.6. Los supuestos y consideraciones con sus respectivas justificaciones para la formulación del modelo se presentan en la Tabla 3.9.

Tabla 3.9: Base y fundamentos de la formulación del modelo en digestión anaeróbica.

Modelo/s aplicados	Supuestos y consideraciones	Justificación y comentarios	Referencias
Modelo dinámico de 4 componentes para biodisponibilidad y cometabolismo de MCOs <sup>1</sup> durante DA	Se modelan 4 fases: disuelta libre en medio acuoso, adsorbida a material DCM en medio acuoso, adsorbida al material sólido particulado, y gaseosa	Propio del modelo	[Delgadillo-Mirquez et al., 2011]
	Modelo aplicado con procesos de: crecimiento de biomasa, decaimiento de biomasa, hidrólisis, volatilización, sorción a partículas, sorción a DCM, degradación de fase disuelta libre, degradación de fase adsorbida a DCM, degradación de fase adsorbido a material particulado	Propio del modelo	[Delgadillo-Mirquez et al., 2011]
	Fase gaseosa nula en lodo de entrada al reactor y despreciable en lodo efluente	Esto implica que no se consideren procesos advectivos para esta fase	[Delgadillo-Mirquez et al., 2011]
	Nula interacción entre fase adsorbida a material particulado y la fase adsorbida a material DCM	Propio del modelo. El proceso desorción a cada compartimiento adsorbente se realiza desde la fase disuelta libre	[Delgadillo-Mirquez et al., 2011]
	Modelo de dos pasos para la biodegradación: hidrólisis de materia orgánica y luego biodegradación de sustrato soluble a biogas	Propio del modelo	[Delgadillo-Mirquez et al., 2011]
	Se asume cometabolismo como principal mecanismo de biodegradación del contaminante	Propio del modelo	[Delgadillo-Mirquez et al., 2011]
	Se utiliza constante cinética de sorción $k_1$ para congénere 7 en DA	Se realiza por falta de información respecto a $k_1$ en DA para PCB 180	[Dionisi et al., 2006]
	Se utilizan constantes de biodegradación $T_c$ , $k_c$ y $K_{SC}$ para 4-clorofenol	Falta de información respecto a constantes en DA para PCB 180	[Gaszcak et al., 2018]
	No se incluye inhibición competitiva entre sustrato de crecimiento y de no crecimiento	Propio del modelo	[Delgadillo-Mirquez et al., 2011]

Así por lo tanto, la formulación de los balances de masa a partir de la Ecuación 3.2, para la biomasa, el sustrato soluble y el sustrato particulado, se muestran en las Ecuaciones 3.15, 3.16 y 3.17 respectivamente. La formulación de las tasas se muestran en el Apéndice C.2.2.

**Biomasa  $X$**

$$0 = R_{adv,X} + R_{bm} \quad (3.15)$$

Donde:

$R_{adv,X}$ : Tasa de advección de biomasa [ $gCOD/d$ ]

$R_{bm}$ : Tasa de crecimiento y decaimiento de biomasa [ $gCOD/d$ ]

**Sustrato soluble  $S_S$**

$$0 = R_{adv,S_S} + R_{hid,S_S} + R_{bm,S_S} \quad (3.16)$$

Donde:

$R_{adv,S_S}^j$ : Tasa de advección de sustrato soluble [ $gCOD/d$ ]

$R_{hid,S_S}$ : Tasa de hidrólisis [ $gCOD/d$ ]

$R_{bm,S_S}$ : Tasa de crecimiento y decaimiento de biomasa [ $gCOD/d$ ]

**Sustrato particulado  $S_P$**

$$0 = R_{adv,S_P} + R_{hid} + R_{bm} \quad (3.17)$$

$R_{adv,S_P}^j$ : Tasa de advección de sustrato soluble [ $gCOD/d$ ]

$R_{hid,S_P}$ : Tasa de hidrólisis [ $gCOD/d$ ]

$R_{bm,S_P}$ : Tasa de crecimiento y decaimiento de biomasa [ $gCOD/d$ ]

La formulación del balance de masa a partir de la Ecuación 3.3, para las 4 fases (disuelta, adsorbida a material particulado, adsorbida a material disuelto y coloidal “*DCM*”, y gaseosa), se muestran en las Ecuaciones 3.18, 3.19, 3.20 y 3.21, respectivamente. Además, el modelo incluye las Ecuaciones C.132 y C.136 para relacionar las concentraciones por unidad de volumen con las concentraciones por unidad de sólido.

**Fase disuelta  $C_f$**

$$0 = R_{adv,dis} + R_{sor,dis} + R_{bio,dis} + R_{vol,dis} \quad (3.18)$$

Donde:

$R_{adv,dis}$ : Tasa de advección de la fase disuelta [ $ug/d$ ]

$R_{sor,dis}$ : Tasa de sorción de la fase disuelta [ $ug/d$ ]

$R_{bio,dis}$ : Tasa de biodegradación de la fase disuelta [ $ug/d$ ]

$R_{vol,dis}$ : Tasa de volatilización de la fase disuelta [ $ug/d$ ]

**Fase adsorbida a material particulado  $C_p$**

$$0 = R_{adv,p} + R_{sor,p} + R_{bio,p} \quad (3.19)$$

Donde:

$R_{adv,p}$ : Tasa de advección de la fase adsorbida a material particulado [ $ug/d$ ]

$R_{sor,p}$ : Tasa de sorción de la fase adsorbida a material particulado [ $ug/d$ ]

$R_{bio,p}$ : Tasa de biodegradación de la fase adsorbida a material particulado [ $ug/d$ ]

### Fase adsorbida a DCM $C_{DCM}$

$$0 = R_{adv,DCM} + R_{sor,DCM} + R_{bio,DCM} \quad (3.20)$$

Donde:

$R_{adv,DCM}$ : Tasa de advección de la fase adsorbida a material DCM [ $ug/d$ ]

$R_{sor,DCM}$ : Tasa de sorción de la fase adsorbida a material DCM [ $ug/d$ ]

$R_{bio,DCM}$ : Tasa de biodegradación de la fase adsorbida a material DCM [ $ug/d$ ]

### Fase gaseosa $C_g$

$$0 = R_{vol,g} \quad (3.21)$$

Donde:

$R_{vol,g}$ : Tasa de advección de la fase gaseosa [ $ug/d$ ]

**Concentración total  $C_T$ :** El cálculo de la concentración total de PCBs (suma de las distintas fases) en la salida de este proceso se muestra en la Ecuación 3.22. Los cálculos de  $C_p$  y  $C_{DCM}$  se muestran de forma general en C.132 y C.136, respectivamente.

$$C_T^w = C_{dis}^w + C_p^w + C_{DCM}^w \quad (3.22)$$

Donde:

$C_T^w$ : Concentración total de PCBs en lodo digerido [ $ng/L$ ]

$C_{dis}^w$ : Concentración disuelta libre de PCBs en lodo digerido [ $ng/L$ ]

$C_p^w$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo digerido [ $ng/L$ ]

$C_{DCM}^w$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en lodo digerido [ $ng/L$ ]

#### 3.2.2.3. Deshidratado de lodos

Para este último proceso de la línea de lodos se aplica el mismo modelo cinético de 3 compartimientos realizado en la Sección 3.2.2 para el espesamiento y mezcla de lodos. Por esto, los supuestos y las consideraciones son análogas a lo presentado en la Tabla 3.7.

Así por lo tanto, la formulación del balance de masa a partir de la Ecuación 3.3, para las 3 fases (disuelta, adsorbida a material particulado y adsorbida a material disuelto y coloidal “*DCM*”), se muestran en la Ecuación 3.23, la cual es equivalente para las 3. La formulación de las tasas se muestran en el Apéndice C.2.3.

$$0 = R_{adv} \quad (3.23)$$

Donde:

$R_{adv,i}$ : Tasa de advección de la fase “*i*” (“*dis*” para fase disuelta, “*part*” para fase adsorbida a material particulado, “*DCM*” para fase adsorbida a material disuelto y coloidal) en deshidratado de lodos [ $ng/d$ ]



El cálculo de la concentración total de PCBs (suma de las distintas fases) en las salidas de este proceso se muestra en la Ecuación 3.24. Los cálculos de  $C_{dis}$ ,  $C_{part}$  y  $C_{DCM}$  se muestran en C.2.2.2

$$C_T^j = C_{dis}^j + C_{ad}^j + C_{DCM}^j \quad (3.24)$$

Donde:

$C_T^s$ : Concentración total de PCBs en caudal “j” (“s” para sobrenadante de retorno a LA y “w” para lodo deshidratado) [ng/L]

$C_{dis}^s$ : Concentración disuelta libre de PCBs en caudal “j” (“s” para sobrenadante de retorno a LA y “w” para lodo deshidratado) [ng/L]

$C_{ad}^s$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en caudal “j” (“s” para sobrenadante de retorno a LA y “w” para lodo deshidratado) [ng/L]

$C_{DCM}^s$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en caudal “j” (“s” para sobrenadante de retorno a LA y “w” para lodo deshidratado) [ng/L]

# Capítulo 4

## Resultados y discusión

### 4.1. Distribución de PCBs en la biofactoría Mapocho-Trebal

La Figura 4.1 presenta de forma gráfica los resultados de distribución de concentraciones de PCB 180 en el flujo principal de la PTAS M-T, para una concentración disuelta de entrada a la planta de  $340[ng/L]$ . Las Figuras D.1a y D.1b exhiben la distribución completa en cada línea. Las Tablas 4.1, 4.3, 4.4 muestran los resultados completos de la distribución de concentraciones (tanto en unidades volumétricas  $[ng/L]$  como en unidades por masa de sólido  $[ng/g$  de sólido], según aplique), y la carga de contaminante  $[g/d]$  para cada fase, por flujo del proceso de tratamiento en cada línea. En las Figuras 4.2, D.2a y D.2b se exponen los flujos de masa del contaminante para el flujo principal, LA y LL, respectivamente. Las eficiencias de remoción  $\mu$  obtenidas para cada proceso de tratamiento se observan en la Tabla 4.2, mientras que los porcentajes de distribución en fase adsorbida a material suspendido o particulado se muestran gráficamente en la Figura 4.3 (los valores están en la Tabla D.1) El balance de masa en conjunto con la remoción másica  $\mu_m$  y los flujos totales de entrada y salida, para cada tratamiento, se ven en la Tabla 4.5.

#### 4.1.1. Línea de Aguas

Para el efluente del sedimentador primario se obtuvo una  $C_{d,T} = 1,9[\frac{ng}{L}]$  y una  $C_{ad} = 1178[\frac{ng}{gSSV}]$ . Estos resultados permitieron obtener una eficiencia de remoción para la fase disuelta  $\mu_{dis}$  de 99,4 %, y una eficiencia para la concentración total  $\mu_{tot}$  del 42 %. La pérdida de PCB por volatilización superficial fue prácticamente nula, menor al 0,01 %, lo que se ajusta a lo esperado por otras experiencias [Birkett and Lester, 2003]. Debido a lo anterior, el valor de  $\mu_{dis}$  exhibe la gran capacidad de adsorción al material orgánico suspendido. Por otro lado,  $\mu_{tot}$  representa la capacidad total que tiene el tratamiento primario para removerlos en las AS crudas, y muestra que existe una importante carga de PCB en el flujo de agua de salida. Este comportamiento es consecuente con lo esperado, debido a que el valor de  $\mu_{tot}$  es semejante a otras remociones reportadas para el tratamiento primario, tal como lo muestra la Figura 4.4.

Los valores de distribución en fase suspendida para el efluente y el lodo primario, fueron cercanos al 100 % (Figura 4.3, flujos LA 3-4 y LL 3-7). [Katsoyiannis and Samara, 2005] reportó, a través de mediciones en planta, un 45 % y 74 %, respectivamente. Este sobredimensionamiento puede deberse a la mayor cantidad de  $SST$  presentes en la modelación, y al coeficiente de distribución  $K_d^p$  estimado. Utilizar mediciones en planta para este parámetro puede permitir un buen ajuste.

En el tratamiento secundario la concentración de SSLM (X) fue de  $2,29[gSST/L]$ , obtenido a través del acople con el modelo ASSM. Este valor difiere de los  $1,65[gSST/L]$  modelados para la PTAS M-T en [AKROS, 2014c], sin embargo, se asume correcto debido a que corresponde a un rango esperado para lodo activado convencional, con lo cual se inicializó la

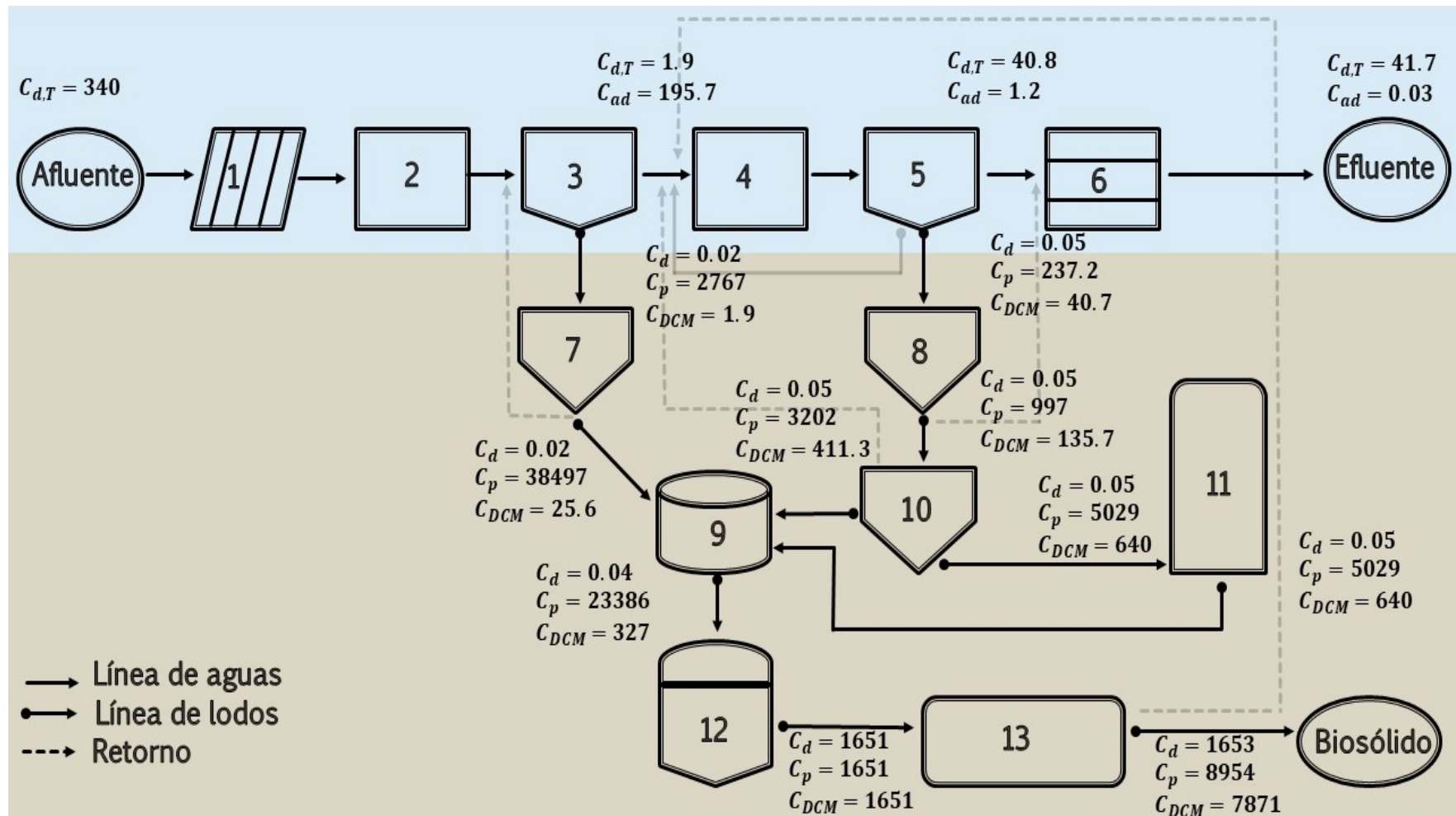


Figura 4.1: Resultados de modelación conceptual del flujo principal de la PTAS Mapocho Trebal. El flujo principal corresponde a la secuencia de los procesos 3-4-5-6-E para la línea de aguas, y las secuencias 3-7-9-12-13-B, 5-8-10-9-12-13-B y 5-8-10-11-9-12-13-B.  $C_{d,T}$  para concentración disuelta total [ $ng/L$ ],  $C_{ad}$  para concentración adsorbida a material suspendido en línea de aguas [ $ng/L$ ],  $C_d$  para concentración disuelta libre [ $ng/L$ ],  $C_p$  para concentración adsorbida a material particulado en LL [ $ng/L$ ],  $C_{DCM}$  para concentración adsorbida a material DCM en LL [ $ng/L$ ].

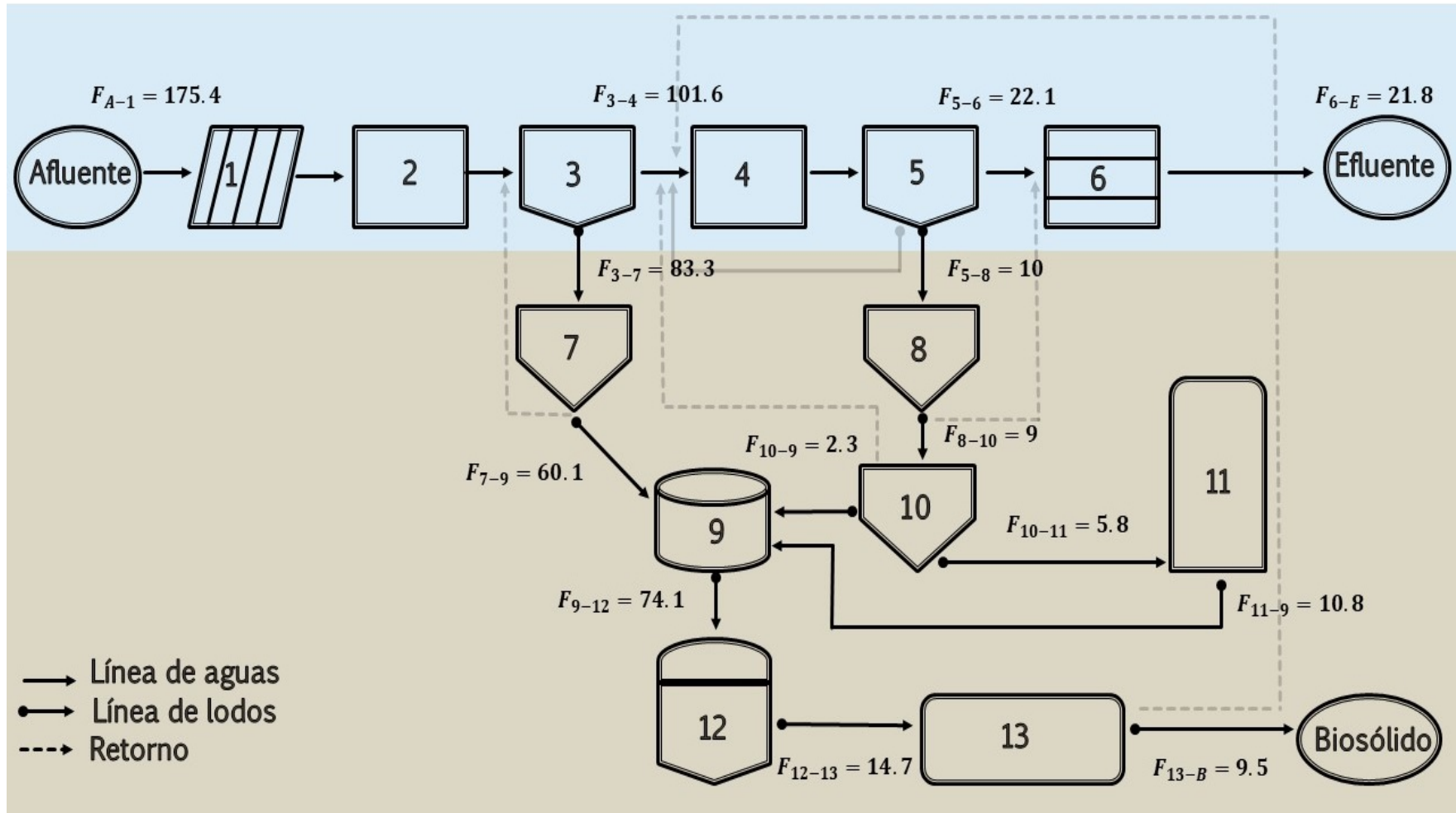


Figura 4.2: Resultados de flujos de masa  $F[g/d]$  para flujo principal. El flujo principal corresponde a la secuencia de los procesos 3-4-5-6-E para la línea de aguas, y las secuencias 3-7-9-12-13-B, 5-8-10-9-12-13-B y 5-8-10-11-9-12-13-B.

simulación. Además, el modelo de [AKROS, 2014c] destaca una inconsistencia en la variación interanual de esta concentración, y señala que existen balances de masa divergentes en los flujos de sólidos del tratamiento secundario, como así también en los lodos primarios, espesamiento secundario, la DA y el deshidratado de lodos. Importante recordar que las concentraciones y partición de sólidos del modelo presente fueron obtenidas a partir de [AKROS, 2014a, AKROS, 2014b, AKROS, 2014c].

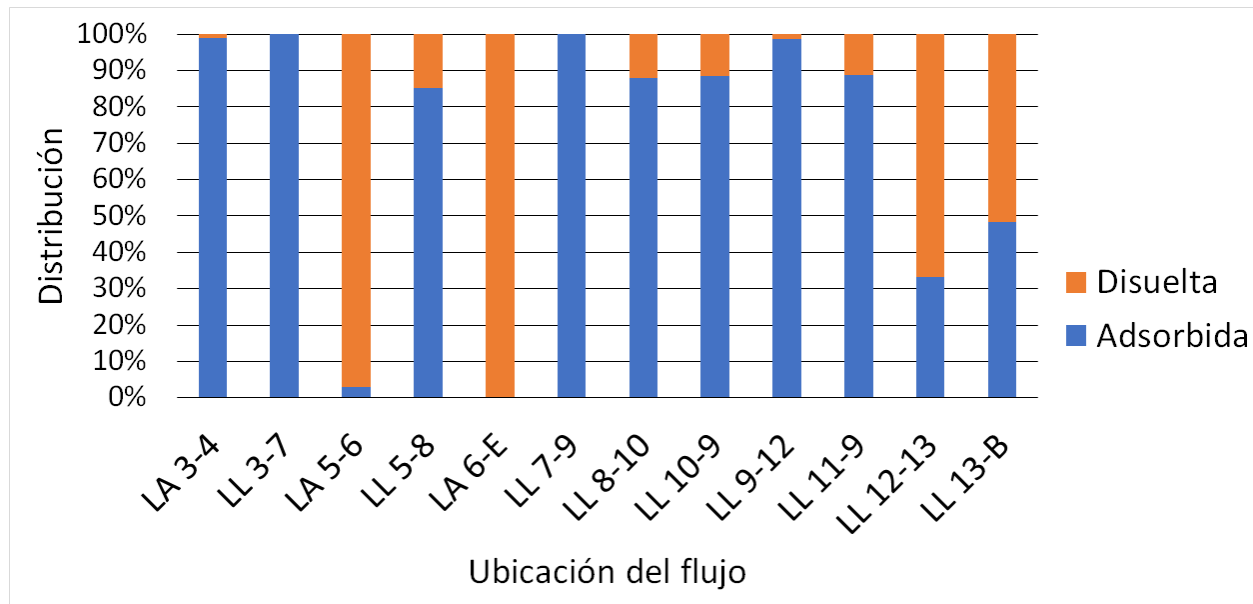


Figura 4.3: Gráfico de distribución en fase adsorbida de PCB 180 para cada flujo. Valores mostrados en Tabla D.1

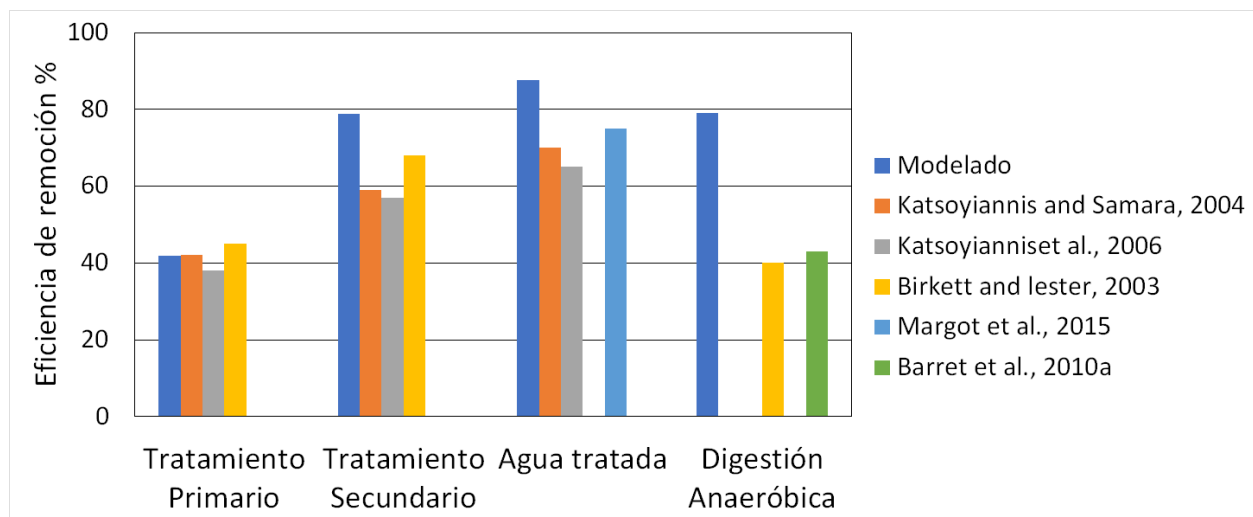


Figura 4.4: Gráfico comparativo de eficiencias de remoción para PCB 180.

En el tratamiento secundario la concentración de SSLM (X) fue de  $2,29[gSST/L]$ , obtenido a través del acople con el modelo ASSM. Este valor difiere de los  $1,65[gSST/L]$  modelados

para la PTAS M-T en [AKROS, 2014c], sin embargo, se asume correcto debido a que corresponde a un rango esperado para lodo activado convencional, con lo cual se inicializó la simulación. Además, el modelo de [AKROS, 2014c] destaca una inconsistencia en la variación interanual de esta concentración, y señala que existen balances de masa divergentes en los flujos de sólidos del tratamiento secundario, como así también en los lodos primarios, espesamiento secundario, la DA y el deshidratado de lodos. Importante recordar que las concentraciones y partición de sólidos del modelo presente fueron obtenidas a partir de [AKROS, 2014a, AKROS, 2014b, AKROS, 2014c].

En este tratamiento, la distribución de concentraciones fue de  $C_{d,T} = 40,8[\frac{ng}{L}]$  y  $C_{ad} = 1024[ng/gSST]$ . A partir de estas, se obtuvo una eficiencia de remoción en fase disuelta de  $-2022\%$ , la cual se debe a la alta carga de PCB en los flujos de retorno de la LL hacia este tratamiento. La eficiencia de remoción total fue  $78,8\%$ , la que refleja el impacto que tiene la sedimentación en el clarificador secundario en la eliminación de los PCBs. Por lo tanto, el rol de este proceso es relevante, debido a que transporta a la fase adsorbida proveniente del tratamiento primario hacia el tratamiento de lodos.

Tabla 4.1: Resultados de distribución de concentraciones de PCB 180 para LA. Los resultados corresponden a lo mostrado en las Figuras 4.1, D.1a y D.1b. N.A.: No Aplica.

Proceso	Flujo	Fase	Concentración [ng/L]	Concentración [ng/g]	Caudal [m <sup>3</sup> /d]	Carga [g/d]	
Tratamiento Primario	Línea de agua 3-4	Disuelta Total	1.92	11.56	514279	0.99	
		Adsorbida a material suspendido	195.66	1178		100.62	
		Adsorbida a DCM	N.A.	N.A.		N.A.	
		Total	197.58	1189		101.61	
	Línea de lodos 3-7	Disuelta Libre	0.016	0.01	30066	0.0005	
		Adsorbida a material suspendido	2767	934.77		83.19	
		Adsorbida a DCM	1.9	9.62		0.06	
		Total	2769	699.2		83.25	
	Tratamiento Secundario	Línea de agua 5-6	Disuelta Total	40.76	2264	526027	21.44
			Adsorbida a material suspendido	1.21	1024		0.64
Adsorbida a DCM			N.A.	N.A.	N.A.		
Total			41.97	3288	22.08		
Línea de lodos 5-8		Disuelta Libre	0.05	0.02	7914	0.00165	
		Adsorbida a material suspendido	237.16	111.04		8.56	
		Adsorbida a DCM	40.72	290.99		1.47	
		Total	277.92	79.5		10.03	
Efluente línea de aguas		Línea de agua 6-E	Disuelta Total	41.68	3133	523678	21.83
			Adsorbida a material suspendido	0.03	2.58		0.02
	Adsorbida a DCM		N.A.	N.A.	N.A.		
	Total		41.69	3136	21.83		

<sup>1</sup>  $C_{d,T}$ ,  $C_{ad}$  y  $C_T$  en [ng/SSV] para LA.  $C_d$  y  $C_{ad}$  en [ng/SSV],  $C_{DCM}$ [ng/DCM] y  $C_T$ [ng/MS] para LL.

El valor de  $\mu_{tot}$  está sobredimensionado al compararlo con la bibliografía, tal como muestra la Figura 4.4. La remoción en el tratamiento secundario depende de las condiciones del flujo del sedimentador y de la edad del lodo, y puede ser desde un 48% hasta un 68%

[Birkett and Lester, 2003]. La gran diferencia que se observa en esta Figura, se debe a dos factores relacionados con los supuestos considerados para la implementación del modelo ASM-X para los PCBs. Primero, el supuesto de no considerar la fracción transformada de PCBs, incluye implícitamente que la degradación de estos es llevada a cabo de forma completa, lo cual, como ha sido discutido en la Sección 1.3, no es directo y requiere de las condiciones aeróbicas y anaeróbicas de forma secuencial para que ocurra en la práctica. Segundo, los coeficientes de partición y biotransformación, fueron asumidos equivalentes entre la condición aeróbica y anaeróbica, debido a la falta de información en la estimación de estos parámetros bajo las condiciones necesarias para el congénere estudiado. Ambas suposiciones implican un efecto aumentado respecto a la remoción.

Tabla 4.2: Eficiencias de remoción  $\mu$  [%] calculadas por proceso.

Proceso	Eficiencia	Valor
Tratamiento Primario	Disuelta	99.4
	Total	42
Tratamiento Secundario	Disuelta	-2022
	Total	78.8
Digestión Anaeróbica	Disuelta total	-911.3
	Adsorbida	87
	Total	79.1
Agua tratada	Disuelta	87.7
	Total	87.7
Lodo tratado	Disuelta total	-22213
	Adsorbida	58.7
	Total	-506

Se obtuvo que la masa eliminada por biodegradación equivale a un tercio de la masa total removida por este proceso y la adsorción. Por lo tanto, el proceso que controla la remoción es la adsorción al material suspendido, sin embargo, la biodegradación también influye. Si se consideran todos los flujos de entrada al tratamiento secundario, el valor de  $\mu_{dis}$  representa principalmente el trabajo combinado de estos procesos, el cual equivale a un 97,5 %, mientras que la remoción total  $\mu_{tot}$  es un 98,6 %. Esta eliminación es posible interpretar como la consecuencia de los procesos modelados sobre toda la masa de PCB entrante: la adsorción en sólidos y su posterior advección hacia la LL, en conjunto con la biodegradación.

Otro efecto importante ocurrido en el tratamiento secundario fue la eliminación de la carga afluyente presente en la fase sólida, lo cual se puede observar en la distribución de concentración del flujo 5-6 (Figura 4.3). En el estudio de [Katsoyiannis and Samara, 2005] se midió una distribución en fase adsorbida del 40 % y 52 % en el efluente y en lodo secundario, respectivamente, mientras que en el presente estudio se obtuvo un 2,9 % y 85,3 %, respectivamente. Las diferencias en la distribución se pueden deber a una sobrestimación del proceso de adsorción, representado por el coeficiente de distribución  $k_d^s$ . Al igual que en el tratamiento primario, se necesitan mediciones en planta para ser ajustado.

En el efluente de la planta se obtuvo una concentración total  $C_T = 41[n.g/L]$ , distribuída en un 99,9 % en la fase disuelta, lo cual representa el importante efecto que tiene el proceso de adsorción en las AS. Las eficiencias del tratamiento completo para las AS son de  $\mu_{dis} = 87,7 \%$

y  $\mu_{tot} = 87,7\%$  Estos valores representan el impacto completo de la modelación efectuada sobre la concentración de PCBs en las AS, el cual implica que la movilidad de PCBs dentro de la planta ocurre hacia la LL, lo cual era esperado. Es importante recordar que la concentración de entrada en el afluente de la PTAS de  $340[ng/L]$  es asumida como disuelta completamente.

Al comparar la  $\mu_{tot}$  para el AS tratada (Figura 4.4), se observa que el modelo obtiene mayores valores que los reportados en la bibliografía. Esta diferencia se justifica principalmente como consecuencia de la adsorción sobrestimada en el tratamiento secundario. Otro factor importante que puede estar relacionado es la remoción de SST, la cual es divergente según [AKROS, 2014c]. Un modelo de crecimiento microbiano actualizado y mediciones en planta para el balance de sólidos son necesarios para la calibración del presente modelo.

#### 4.1.2. Línea de Lodos

La distribución de concentraciones para el lodo primario crudo fue: concentración disuelta libre  $C_d = 0,02[ng/L]$ , adsorbida a DCM  $C_{DCM} = 9,62[ng/gDCM]$  y adsorbida a material particulado  $C_p = 934,8[ng/gSSV]$ , mientras que para el lodo secundario crudo fue:  $C_d = 0,05[ng/L]$ ,  $C_{DCM} = 291[ng/gDCM]$  y  $C_p = 111[ng/gSS]$ . Se obtuvo una mayor presencia en el compartimiento líquido del lodo secundario. La distribución en fase adsorbida fue mayor para el lodo primario, tal como se muestra en la Figura 4.3 (LL 3-7 versus LL 5-8). Lo anterior es consistente debido a que el tratamiento primario tiene un mayor coeficiente de distribución ( $K_d^p = 596,1[L/gSSV]$  para primario y  $K_d^s = 25,11[L/gSS]$  para secundario). Sin embargo, esto no se asemeja a lo obtenido en experiencias sobre presencia del contaminante en planta, en las cuales la concentración en lodo activado es mayor que en lodo primario (Tabla 1.3).

En cuanto al espesamiento de lodos, es importante destacar la escasa información sobre  $\mu$  en este tratamiento, debido principalmente a que el único proceso de eliminación existente es la adsorción (desorción prácticamente nula), y que además este es relativamente despreciable frente a la concentración ya adsorbida en los lodos crudos [Birkett and Lester, 2003]. La distribución de concentraciones en lodos primarios espesados fue:  $C_d = 0,02[ng/L]$ ,  $C_p = 896,7[ng/gSSV]$  y  $C_{DCM} = 9,47[ng/gDCM]$ , mientras que en lodos secundarios espesados fue  $C_d = 0,05[ng/L]$ ,  $C_p = 101,2[ng/gSSV]$  y  $C_{DCM} = 270,6[ng/gDCM]$ . La distribución en fase adsorbida a sólidos se mantiene inalterada respecto a lo presente en los lodos crudos (Figura 4.3 LL 7-9 respecto a LL 3-7 y LL 10-9 respecto a LL 5-8). Con todos los resultados anteriores, se evidencia un despreciable efecto de remoción en la fase disuelta y una leve disminución en las concentraciones adsorbidas  $C_p[ng/g \text{ de sólido}]$  y  $C_{DCM}[ng/gDCM]$ . Esto es debido al aumento de la concentración de sólidos en el espesamiento. Sin embargo, se observa que las concentraciones adsorbidas en unidades volumétricas  $[ng/L]$  aumentan, debido a la fracción de sólidos que es descartada de los lodos y retornada a la LA en el sobrenadante.

La simulación arrojó para la HT valores de  $C_d = 0,05[ng/L]$ ,  $C_p = 105,3[ng/gSSV]$  y  $C_{DCM} = 17,8[ng/gDCM]$ . El valor de  $C_p$  aumentó en el proceso. Se debe a la solubilización de los sólidos orgánicos, propia de la HT, y a la suposición de nula actividad bioquímica para los PCBs en el proceso. El porcentaje de distribución en fase particulada se mantiene (Figura 4.3 LL 11-9 respecto LL 10-9) Así, por lo tanto, se obtienen los resultados esperados respecto a los efectos indirectos que tiene la HT sobre la distribución de PCBs en PTAS <sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup>Recordar que no se modelan los procesos de remoción en Hidrólisis Térmica.



Tabla 4.3: Resultados de distribución de concentraciones de PCB 180 para LL. Parte 1. Los resultados corresponden a lo mostrado en las Figuras 4.1, D.1a y D.1b. N.A.: No Aplica.

Proceso	Flujo	Fase	Concentración [ng/L]	Concentración [ng/g] <sup>1</sup>	Caudal [m <sup>3</sup> /d]	Carga [g/d]
Espesamiento Primario	Línea de lodos 3-7	Disuelta Libre	0.02	0.007	30066	0.0005
		Adsorbida a material suspendido	2767	934.8		83.19
		Adsorbida a DCM	1.9	9.62		0.06
		Total	2769	699.2		83.25
	Línea de lodos 7-9	Disuelta Libre	0.02	0.004	1583	0.00003
		Adsorbida a material suspendido	38497	896.73		60.94
		Adsorbida a DCM	25.56	9.47		0.04
		Total	38522	713.4		60.98
	Línea de retorno 7-3	Disuelta Libre	0.016	0.08	28476	0.0005
		Adsorbida a material suspendido	178.68	896.73		5.09
		Adsorbida a DCM	0.59	9.47		0.02
		Total	179.29	143.9		5.11
Pre espesamiento Secundario	Línea de lodos 5-8	Disuelta Libre	0.05	0.02	35847	0.0016
		Adsorbida a material suspendido	237.16	111.04		8.5
		Adsorbida a DCM	40.72	290.99		1.46
		Total	277.92	79.5		9.96
	Línea de lodos 8-10	Disuelta Libre	0.047	0.005	7914	0.0004
		Adsorbida a material suspendido	997.02	106.01		7.89
		Adsorbida a DCM	135.65	282.6		1.07
		Total	1132	94.4		8.96
	Línea de retorno 8-6	Disuelta Libre	0.047	0.22	27405	0.0013
		Adsorbida a material suspendido	22.3	106.01		0.61
		Adsorbida a DCM	14.08	282.6		0.386
		Total	36.43	29.2		0.99
Espesamiento Secundario	Línea de lodos 10-9	Disuelta Libre	0.046	0.0014	633	0.00003
		Adsorbida a material suspendido	3202	101.2		2.02
		Adsorbida a DCM	411.27	270.58		0.26
		Total	3614	95.1		2.29
	Línea de lodos 10-11	Disuelta Libre	0.046	0.0009.	1016	0.00005
		Adsorbida a material suspendido	5029	101.2		5.11
		Adsorbida a DCM	639.64	270.58		0.65
		Total	5668	95.9		5.76
	Línea de retorno 10-4	Disuelta Libre	0.046	0.04	6375	0.0003
		Adsorbida a material suspendido	118.31	101.23		0.75
		Adsorbida a DCM	25.62	270.58		0.16
		Total	143.97	60.8		0.92

<sup>1</sup>  $C_{d,T}$ ,  $C_{ad}$  y  $C_T$  en [ng/SSV] para LA.  $C_d$  y  $C_{ad}$  en [ng/SSV],  $C_{DCM}$ [ng/DCM] y  $C_T$ [ng/MS] para LL.

El lodo mezclado obtuvo una distribución de concentraciones de:  $C_d = 0,035$ [ng/L],  $C_p = 533,7$ [ng/gSSV] y  $C_{DCM} = 25,3$ [ng/gDCM], y un porcentaje de distribución para la fase

adsorbida a material particulado de 98,6%. Estos resultados muestran que la fase disuelta total (libre y adsorbida a DCM) está influenciada por lo proveniente en el lodo secundario, mientras que la fase adsorbida por el lodo primario, tal como se observa en la Figura 4.3.

Respecto de la simulación en el reactor de DA, se obtuvieron valores de  $C_d = 1651[ng/L]$ ,  $C_p = 71,4[ng/gSSV]$  y  $C_{DCM} = 277,6[ng/gDCM]$ . Estos valores implican una  $\mu_{tot}$  del 79%, mientras que una eficiencia de remoción de la fase adsorbida a material particulado  $\mu_{part}$  del 87%. El valor de  $\mu_{tot}$  revela el impacto total que tiene el proceso de DA en la remoción de PCBs. Este resultado corresponde al efecto combinado de los procesos modelados: volatilización, sorción a partículas y a DCM y biodegradación cometabólica a partir de las 3 fases.

El proceso de eliminación que controló la remoción fue la volatilización, con un 98% del total de masa removida, seguido por la sorción a partículas, la sorción a material DCM y la biodegradación, los cuales completan el restante 2%. Esto no corresponde a lo esperado, ya que el proceso de adsorción a ambas fases debería tener un rol relevante para los PCBs. En cuanto a la biodegradación, las tres opciones de toma del sustrato del contaminante fueron equivalentes, es decir, removieron la misma cantidad de masa. Esto último tampoco es válido, debido a que la biodegradación desde la fase adsorbida a material particulado debería ser mínima o despreciable, mientras que la biodegradación desde la fase disuelta sería la más relevante, y la biodegradación desde la fase DCM también podría tener una importante influencia en el tratamiento de DA [Barret et al., 2010a, Delgadillo-Mirquez et al., 2011, Barret et al., 2012]. Se presume que los parámetros utilizados para la biodegradación cometabólica de PCBs en DA son los responsables, debido a que corresponden a propiedades de contaminantes análogos, por lo cual, deben ser calibrados para PCBs.

Al comparar el valor de  $\mu_{tot}$  con la bibliografía, se observa que es mayor (Figura 4.3). Se han reportado valores de remoción en DA tales como: 26%, 43% y 46% para lodo primario digerido, lodo primario pretratado térmicamente y digerido, y lodo secundario digerido respectivamente. El sobredimensionamiento se debe principalmente al gran efecto de la remoción por volatilización.

Por su lado,  $\mu_{part}$  muestra la magnitud de la combinación entre la biodegradación desde la fase adsorbida a material particulado y la desorción producida por la degradación del material orgánico particulado, propia de la DA. La eficiencia en fase disuelta es negativa e implica un aumento de 9 veces de la concentración disuelta. Esta corresponde a un resultado incierto por representar un aumento en la fase disuelta de elevada dimensión, lo cual es producto de los valores utilizados para  $K_p$  y  $K_{DCM}$ . Estos deben ser calibrados para obtener resultados adecuados. Sin embargo, el aumento de  $C_d$  puede ser apropiado y se debe a la desorción de la fase sólida de PCBs producto de la solubilización del material orgánico particulado. Existe evidencia de que la concentración en fase disuelta (de  $\sum 20PCBs$ , y otros contaminantes análogos) aumenta levemente como consecuencia de la degradación de los sólidos orgánicos [Birkett and Lester, 2003, Barret et al., 2010c, Mailler et al., 2017]. El parámetro de distribución en la fase adsorbida disminuyó considerablemente respecto al lodo mezclado, tal como se muestra en la Figura 4.3 (flujo LL 12-13 respecto a LL 9-12).

En la deshidratación de lodos resultaron las concentraciones  $C_d = 1653[ng/L]$ ,  $C_p = 431[ng/gSSV]$  y  $C_{DCM} = 1471[ng/gDCM]$ . A partir de estas concentraciones del efluente de

la LL, y las concentraciones de los lodos primarios y secundarios crudos, se obtienen eficiencias de remoción para el lodo tratado de  $\mu_{dis} = -22213\%$ ,  $\mu_{ad} = 58,7\%$  y  $\mu_{tot} = -506\%$ . El valor de  $\mu_{dis}$  es consecuente con el resultado de la DA, y representa el aumento en la concentración disuelta en el lodo tratado, la cual inicialmente en los lodos crudos era mínima. La magnitud del valor puede deberse a la incongruencia en el balance de sólidos de los datos input al modelo [AKROS, 2014c].

Tabla 4.4: Resultados de distribución de concentraciones de PCB 180 para LL. Parte 2. Los resultados corresponden a lo mostrado en las Figuras 4.1, D.1a y D.1a. N.A.: No Aplica.

Proceso	Flujo	Fase	Concentración [ng/L]	Concentración [ng/g] <sup>1</sup>	Caudal [m <sup>3</sup> /d]	Carga [g/d]
Hidrólisis Térmica	Línea de lodos 11-9	Disuelta Libre	0.046	0.001	1016	0.00005
		Adsorbida a material suspendido	5029	105.26		5.11
		Adsorbida a DCM	639.64	17.82		0.65
		Total	5668	157.9		5.76
Mezcla de Lodos	Línea de lodos 9-12	Disuelta Libre	0.035	0.00083	2911	0.0001
		Adsorbida a material suspendido	23386	553.65		68.08
		Adsorbida a DCM	326.58	25.31		0.95
		Total	23713	553.8		69.03
Digestión Anaeróbica	Línea de lodos 12-13	Disuelta Libre	1651	71.37	2972	4.91
		Adsorbida a material suspendido	1651	71.37		4.91
		Adsorbida a DCM	1651	277.57		4.91
		Total	4955	138.8		14.73
Deshidratación de lodos	Línea de lodos 13-B	Disuelta Libre	1653	79.73	514	0.85
		Adsorbida a material suspendido	8954	431.87		4.6
		Adsorbida a DCM	7871	1471		4.05
		Total	18478	575.8		9.5
	Línea de retorno 13-4	Disuelta Libre	1653	1907	2935	4.85
		Adsorbida a material suspendido	374.38	431.9		1.1
		Adsorbida a DCM	564.1	1471		1.66
		Total	2592	1127		7.61

<sup>1</sup>  $C_{d,T}$ ,  $C_{ad}$  y  $C_T$  en [ng/SSV] para LA.  $C_d$  y  $C_{ad}$  en [ng/SSV],  $C_{DCM}$ [ng/DCM] y  $C_T$ [ng/MS] para LL.

Respecto al  $\mu_{ad}$ , se interpreta como el efecto de aumento en la concentración disuelta debido a la solubilización de los sólidos orgánicos a través del proceso de digestión anaeróbica avanzada (HT-DA). El valor de  $\mu_{tot}$  representa un aumento de 5 veces en la concentración total de salida respecto a la suma de concentración de lodos primarios y secundarios crudos. Este valor negativo es respaldado por los valores de  $-65,9\%$  y  $-139,6\%$  obtenidos a partir de lo mostrado en plantas de otras experiencias [Yao et al., 2014, Mailler et al., 2017], sin embargo muestra un efecto amplificado del aumento de la concentración del contaminante a lo largo de la LL. Este efecto se debe principalmente al aumento en la concentración de lodos a través del tratamiento. La investigación sobre presencia de PCBs de [Katsoyiannis and Samara, 2005] no muestra este comportamiento.

En cuanto a la distribución de fases, en la Figura 4.3 se observa que es relativamente equivalente entre la fase disuelta y sólida. Esto a primera vista no es consecuente con el carácter

hidrofóbico de los PCBs, sin embargo, corresponde a una consecuencia de la solubilización de materia orgánica presente en la DA.

Respecto a los sobrenadantes de retorno a la LA, se obtuvieron las siguientes concentraciones totales para los flujos 7-3, 8-6, 10-4 y 13-4, respectivamente:  $C_T = 179,3[ng/L]$ ,  $C_T = 36,4[ng/L]$ ,  $C_T = 144[ng/L]$  y  $C_T = 2592[ng/L]$ . El retorno que presentó mayor concentración fue el 13-4, mientras que el de menor fue el 8-6. La distribución en fase sólida para cada una de estas concentraciones fue: 99,7 %, 61,2 %, 82,2 % y 14,4 %. El mayor valor lo presentó el flujo 7-3, mientras que el menor fue el 13-4. Los flujos 13-4 y 7-3 presentan los valores de carga de PCBs más altos: 7,61[g/d] y 5,11[g/d], respectivamente. Esto exhibe la relevancia que pueden tener los retornos de aguas en la movilidad y distribución de PCBs.

## 4.2. Balance de masa

En la Tabla 4.5 se muestran los flujos de entrada  $F_{en}$  y salida  $F_{sal}$  totales para cada proceso de tratamiento, la proporción entre estos  $\frac{F_{sal}}{F_{en}}$ , la remoción másica  $\mu_m$  y el balance de masa  $\Delta M$ .

Los valores positivos para  $\Delta M$  y negativos de  $\mu_m$ , indican un porcentaje de ganancia o acumulación del contaminante, mientras que los valores negativos para  $\Delta M$  y positivos de  $\mu_m$  muestran un porcentaje de pérdida de PCB. El balance de masa indicó que los tratamientos de espesamiento primario, espesamiento secundario e hidrólisis térmica están balanceados. Por su parte, los tratamientos de clarificación primaria, espesamiento secundario, deshidratación de lodos y el efluente de LA presentaron un balance relativamente bajo, y los tratamientos con valores elevados fueron el tratamiento secundario, espesamiento primario y digestión anaeróbica. Los balances divergentes se justifican como una consecuencia del balance de sólidos de [AKROS, 2014c], debido a que estos datos fueron utilizados para la presente modelación.

Tabla 4.5: Balance de masa por tratamiento unitario modelado.

Tratamiento	$F_{en}[g/d]$	$F_{sal}[g/d]$	$\frac{F_{sal}}{F_{en}}[\%]$	Remoción Másica $\mu_m[\%]$	Balance de Masa $\Delta M[g/d]$
Afluente línea de aguas	-	175.4	-	-	-
Tratamiento Primario	180.5	184.9	102.4	-2.4	4.4
Tratamiento Secundario	110.1	32.1	29.2	70.8	-78.0
Efluente línea de aguas	23.1	21.8	94.6	5.4	-1.2
Espesamiento Primario	83.2	66.1	79.4	20.6	-17.2
Pre espesamiento Secundario	10.0	10.0	100.0	0.0	0.0
Espesamiento Secundario	2.3	6.7	291.9	-191.9	4.4
Hidrólisis Térmica	5.8	5.8	100.0	0.0	0.0
Mezcla de Lodos	69.0	69.0	100.0	0.0	0.0
Digestión Anaeróbica	69.0	14.7	21.3	78.7	-54.3
Deshidratación de lodos	14.7	17.1	116.2	-16.2	2.4
Agua tratada	175.4	21.8	12.4	87.6	-153.6
Lodo tratado	93.3	9.5	10.2	89.8	-83.8
Planta completa	175.4	31.3	17.9	82.1	-144.1

Al comparar los valores de  $\mu_m$  con los reportado en [Katsoyiannis and Samara, 2005] resultó que fue similar para el tratamiento primario ( $\approx -3\%$ ), mientras que fueron sobrestimados

para el tratamiento secundario y el tratamiento total de la LA: 70,8% modelado respecto a  $\approx 45\%$  bibliográfico y 87,6% modelado respecto a  $\approx 30\%$  bibliográfico, respectivamente.

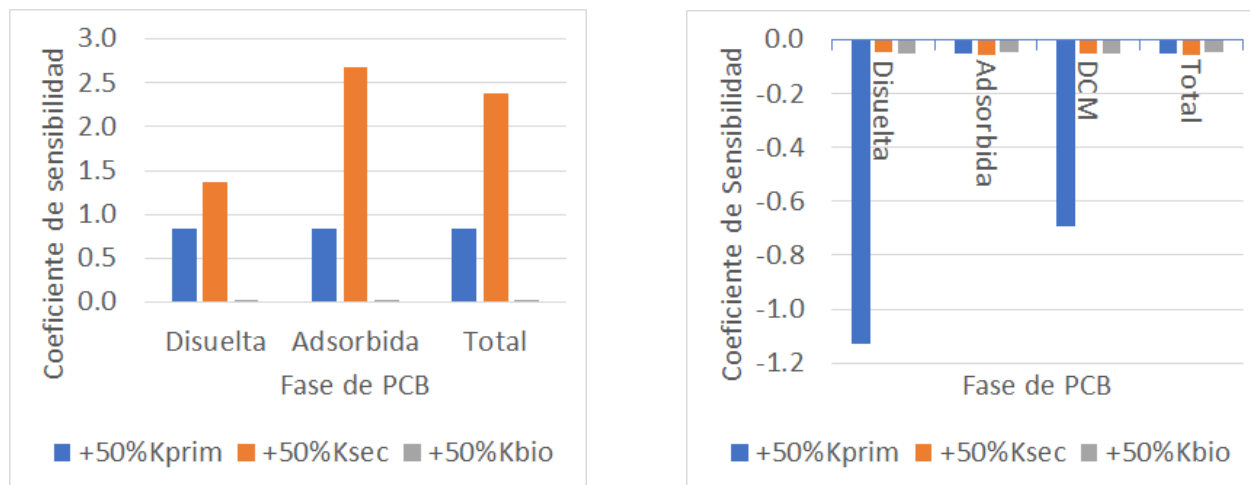
La proporción  $\frac{F_{sal}}{F_{en}}$  para el lodo tratado fue un 10%, lo cual es bastante subvalorado respecto a lo obtenido en [Katsoyiannis and Samara, 2005]: 68%. Esto se debe principalmente a la movilidad del contaminante a través de los retornos de sobrenadante a la LA.

### 4.3. Análisis de sensibilidad

Los resultados del análisis de sensibilidad respecto a parámetros se muestran en las Figuras 4.5a y 4.5b para LA y LL respectivamente. Los resultados respecto a carga de contaminante afluente se exhiben en la Figura 4.6.

Al observar la figura 4.5a es posible destacar que el parámetro con mayor impacto en la LA es la constante de partición en el tratamiento secundario  $K_d^s$ , y luego la constante de partición en el tratamiento primario  $K_d^p$ . Por su lado, la constante de biodegradación  $K_{bio}$  en el tratamiento secundario no presenta sensibilidad. Estos resultados son correspondidos con lo esperado, debido a que se ha evidenciado que el tratamiento secundario presenta una mayor remoción de los PCBs del agua servida (Tabla 1.2).

Para la LL el parámetro con mayor sensibilidad es el coeficiente de partición del tratamiento primario (Figura 4.5b). Los otros dos coeficientes no presentan mayor impacto. Esto es consecuente con una mayor concentración en el lodo primario que en el secundario (Tabla 4.3), sin embargo, esto no es correcto al comparar con otras experiencias, en las cuales por lo general se obtiene lo contrario (Tabla 1.3).



(a) Efluente de línea de aguas.

(b) Lodo deshidratado.

Figura 4.5: Resultados de análisis de sensibilidad para parámetros. Valores mostrados en Tabla D.2

A partir de la Figura 4.6 se infiere que la distribución de la concentración de entrada puede influir en el destino del contaminante en el agua tratada, debido a la magnitud del coeficiente de sensibilidad en la  $C_{ad}$  y  $C_{tot}$ . Para el lodo tratado se deduce que también se ve afectado,

en las variables  $C_{ad}$ ,  $C_{DCM}$  y  $C_{tot}$ , pero en menor magnitud. Para ambos efluentes, el signo negativo muestra un aumento en las concentraciones. Estos efectos se deben a un aumento en la presencia del contaminante en los sobrenadantes que retornan a la LA, consecuentemente con el aumento en la fase adsorbida de entrada a la planta.

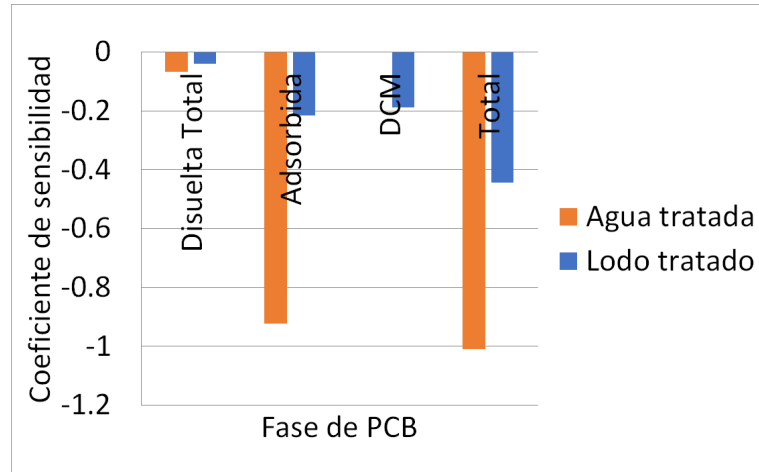


Figura 4.6: Resultados de análisis de sensibilidad para concentración inicial.

#### 4.4. Consecuencias de las concentraciones de PCBs en el reúso de efluentes y análisis normativo

Los resultados de la presencia del PCB180 en los efluentes de la PTAS M-T fueron:  $C_{T,a} \approx 42[ng/L]$  y  $C_{T,b} \approx 0,6[mg/kgMS]$ , para el agua tratada y los biosólidos, respectivamente. Para evaluar los efectos que pueda tener la presencia de PCBs en el reúso de tipo *de facto*, se asume que el nivel de concentración presente en el punto de toma de agua del río es semejante a lo obtenido en la descarga de la PTAS.

Al comparar  $C_{T,a}$  con el valor máximo para la calidad de agua reutilizada en potabilización de la OMS ( $0,2[\mu g/L]$ ) no lo supera. Sin embargo, si sobrepasa la normativa ecuatoriana para aguas de consumo humano ( $0,5[ng/L]$ ), para preservación de flora y fauna en ambientes acuáticos naturales ( $1[ng/L]$ ) y para aguas subterráneas ( $10[ng/L]$ ). Este análisis considera un único congénere, mientras que las normas incluyen a la familia completa, por lo cual, si se considera un nivel de concentración semejante para cada congénere, se podrían superar todas las regulaciones.

Si se calcula el TEQ a partir del factor de equivalencia tóxica para el congénere 180 ( $TEF = 0,0001$  [CONAMA, 2004]) se obtiene un  $TEQ = 0,004[ngTEQ/L]$ , lo cual es admisible según lo presentado en la legislación australiana ( $0,016[ngTEQ/L]$ ) para reúso<sup>2</sup>. Este parámetro se calcula como  $TEQ = \sum C_i \cdot TEF_i$  donde  $i$  corresponde a cada congénere de PCBs, por lo cual, al considerar la presencia de la familia completa en la planta, se podría obtener un valor mayor que  $0,016[ngTEQ/L]$ . Si la concentración obtenida de la modelación

<sup>2</sup>Tres potenciales reúsos: uso de agua de lluvia, recarga de acuíferos y aumento en suministros de agua potable [ATSE, 2013]

corresponde a uno de los congénere más tóxicos, como el PCB126 ( $TEF = 0,1$ ), se obtiene un valor de  $TEQ = 4,2[ngTEQ/L]$ , lo cual equivale a una muy alta toxicidad ( $>0.1$ ) [Hope et al., 2010] y sobrepasaría la normativa australiana.

Utilizando un factor BCF para PCBs en tejido de peces de  $31200[L/kg]$  [USEPA, 2013] se obtiene una bioacumulación de  $1310[\mu g/kg]$ , lo cual es considerablemente superior a la concentración máxima bioacumulable en tejido de peces:  $2[\mu g/kg]$  según [USEPA, 2013].

Realizando un análisis análogo para la concentración en lodo tratado, no se superan las concentraciones límites de las normativas de la UE ( $0,8[mg/kgMS]$ ), de Texas y NY ( $1[mg/kgMS]$ ) y de de Arizona ( $50[mg/kgMS]$ ), las cuales permiten el uso como fertilizante. Las regulaciones que se sobrepasan son las de Suecia ( $0,42[mg/kgMS]$ ), Alemania, Suiza y Países Bajos ( $0,2[mg/kgMS]$ ), para el mismo reuso. La reglamentación de Suecia aplica a 7 congénere representativos de la familia de PCBs<sup>3</sup>, mientras que la de Alemania, Suiza y Países Bajos a cada congénere de PCB individualmente.

El valor de TEQ para el congénere 180 es  $0,00002[mgTEQ/kgMS]$ , lo cual no supera la regulación en EEUU ( $0,0003[mgTEQ/kgMS]$ ) que permite reuso agrícola. Si se supone un congénere que tiene comportamiento como dioxina, el valor de  $C_{T,b}$  excede la reglamentación en Alemania, Suiza y Países Bajos para el mismo reuso ( $100[ng/kgMS]$ ). Para la familia completa, al igual que en agua tratada, eventualmente se sobrepasan todas las normativas.

El contexto normativo chileno para los PCBs relacionado con el reuso *de facto* se presentó en la sección 1.4, del cual se puede mencionar que es prácticamente inexistente. Para el caso de estudio, los reusos *de facto* para riego y potabilización no presentan regulación alguna respecto a los PCBs. Esto corresponde a un potencial riesgo de contaminación en caso de confirmar la presencia del contaminante en la PTAS M-T. Por lo tanto, urge la necesidad de continuar con los estudios relacionados con el destino de COPs como los PCBs en PTAS, para conocer el estado del contaminante en las aguas servidas tratadas en Chile, y también para incluir a estos en las regulaciones existentes.

---

<sup>3</sup>Congéneres 28, 52, 101, 118, 138, 153, y 180

# Capítulo 5

## Conclusiones y recomendaciones

El modelo conceptual desarrollado permitió cuantificar la presencia de Bifenilos Policlorados tanto en la línea de aguas como en la línea de lodos de la biofactoría Mapocho-Trebal de Santiago. Fue validado a través de una comparación con datos bibliográficos para la planta completa, y necesita ser calibrado y validado con mediciones de las concentraciones en planta. Entrega una primera aproximación a la caracterización de la distribución y movilidad de esta familia de contaminantes dentro de una gran Planta de Tratamiento de Aguas Servidas en Chile. Puede ser replicado y extendido para otros contaminantes orgánicos persistentes COPs, tales como: DDT (Dicloro Difenil Tricloroetano), PBDEs (Polibromodifenil éteres) y PAHs (Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos).

Para calibrar y validar el modelo, se recomienda realizar una campaña de muestreo en el flujo principal de la LA: E-1, 2-3, 3-4, 5-6, 6-E, mientras que para la LL en los flujos principales: 3-7, 5-8, 9-12, 12-13 y 13-B, y de retorno: 7-3, 8-6, 10-4 y 13-4. Las concentraciones obtenidas se deben utilizar para calibrar los parámetros de partición en el tratamiento primario, tratamiento secundario y digestión anaeróbica. Además, se debe ajustar el balance de masa según lo obtenido en planta. Los tratamientos de mayor interés deben ser: tratamiento secundario y DA. En caso de obtener un desbalance para el secundario, se debe implementar la remoción por extracción de aire para el tanque biológico, y la volatilización superficial en el clarificador. En cuanto a las concentraciones de sólidos, es necesario realizar un balance de masa que sea validado con valores en operación de la planta actualizados. La concentración de material disuelto y coloidal orgánico (DCM) también debe ser evaluado. Se debe incluir el efecto de la HT en la posterior biodegradación anaeróbica, en caso de requerirlo.

Para el modelo desarrollado se realizó una simulación con una concentración de entrada de  $340[ng/L]$  del congénere PCB 180. Esta permitió obtener la distribución de concentraciones del compuesto tanto para la LA como para la LL de la PTAS M-T. Se obtuvieron resultados relevantes para la LA tales como una concentración total de  $42[ng/L]$  y una eficiencia de remoción de 87% para el agua residual, lo cual indica que el principal proceso de remoción es la adsorción en los lodos. El porcentaje de distribución en fase disuelta fue un 99,9%, lo que también coincide con la tendencia hidrofóbica de los PCBs. Además, se obtiene una eficiencia total de 42% y de 79% para el tratamiento primario y secundario respectivamente.

En la LL se observó la siguiente distribución en la salida:  $C_d = 1653[ng/L]$ ,  $C_{DCM} = 1471[ng/gDCM]$ ,  $C_{ad} = 432[ng/gSSV]$  y  $C_T = 576[ng/gMS]$ . Esto resulta en un aumento de 5 veces en la concentración total del biosólido respecto a la presente en los lodos crudos, lo cual se debe principalmente al aumento en la concentración de lodos a través del tratamiento de este. En cuanto a la fase disuelta, se aumenta en 200 veces la concentración respecto a los lodos crudos, lo cual se debe a la desorción de PCBs de la fase sólida producto de la solubilización del material orgánico particulado en la DA.

El análisis de sensibilidad para parámetros permitió reconocer a la adsorción en el tratamiento secundario como el principal proceso de remoción de los PCBs en las aguas residuales,



debido a la alta sensibilidad de las 3 fases de concentración en las aguas servidas tratadas. La biodegradación en este tratamiento no tiene gran influencia en la presencia de PCBs, tanto en el agua residual tratada como en los biosólidos. Al distribuir la concentración de entrada a la planta en un 56 % para la fase adsorbida, se obtuvo un aumento en la fase disuelta del agua tratada, y en la fase adsorbida del lodo tratado. Este efecto se debió a un crecimiento de la presencia del contaminante en los sobrenadantes que retornan a la LA, lo cual es una consecuencia del aumento de la fase adsorbida de entrada a la planta. Por lo tanto, se concluye que el modelo es sensible a la distribución de entrada y el rol que tiene el manejo de lodos es clave para la remoción de PCBs en la LA.

El análisis normativo se realizó comparando las concentraciones totales modeladas en los efluentes de la planta, con regulaciones y recomendaciones internacionales. Al evaluar la concentración en el agua tratada respecto al reúso *de facto*, se obtuvo que se superan los límites de regulaciones para reutilización en agua potable, en recarga de acuíferos y en la biodiversidad del cuerpo receptor. En cuanto a los biosólidos, la concentración total modelada de PCB supera variadas regulaciones que permiten el uso de los lodos tratados como fertilizante en agricultura. Tanto para el AS tratada como para los biosólidos, si se considerara la presencia de los 209 compuestos, eventualmente se sobrepasan las regulaciones revisadas. Por tanto, los efluentes modelados de la PTAS M-T presentan un posible alto impacto de contaminación, tanto en la biodiversidad acuática del Río Mapocho, como en el reúso *de facto* para uso potable de las aguas de este río, y en el uso de biosólidos como fertilizantes en agricultura.

Se identificó que la legislación relacionada a medios acuáticos en Chile no incluye a los PCBs, salvo el DS 143 de calidad de aguas continentales por contacto directo. Respecto del reúso de aguas servidas tratadas, Chile no presenta regulación específica. En cuanto a biosólidos, no se menciona la presencia de PCBs. Por lo tanto, teniendo en cuenta tanto el contexto de escasez hídrica y la falta de incentivos y regulaciones para el reúso de aguas residuales en el país, es importante destacar que urge la necesidad de la construcción de un marco legal que permita tomar en cuenta, dentro de otras posibles soluciones, el reúso de aguas residuales tratadas, y que esta legislación incluya a los contaminantes orgánicos persistentes como los PCBs. Además, es necesario incluir en las normativas vigentes relacionadas con el reúso *de facto* a estas sustancias contaminantes.

# Glosario

## 5.1. Siglas y abreviaturas

- **ADM:** Modelo de digestión anaeróbica.
- **AS:** Aguas servidas.
- **ASM:** Modelo de lodos activados.
- **ASM-X:** Modelo de lodos activados para xenobióticos.
- **ASSM:** Modelo simplificado de lodos activados.
- **AR:** Aguas residuales.
- **BCF:** Factor de bioconcentración.
- **CGIB:** Centro de Gestión Integral de Biosólidos.
- **CM:** Cámara de mezcla.
- **COD:** Demanda química de oxígeno.
- **CONAMA:** Comisión Nacional del Medio Ambiente.
- **COP\s:** Contaminante\s Orgánico\s Persistente\s.
- **DA:** Digestión Anaeróbica.
- **DBO:** Demanda bioquímica de oxígeno.
- **DBO5:** Demanda bioquímica de oxígeno transcurridos cinco días de reacción.
- **DCM:** Material disuelto y coloidal.
- **DS:** Decreto Supremo.
- **EDCs:** Químicos disruptores endocrinos.
- **EOCs:** Contaminantes orgánicos emergentes.
- **EP:** Espesador Primario.
- **ES:** Espesador Secundario.
- **FAO:** Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- **HT:** Hidrólisis Térmica.
- **INN:** Instituto Nacional de Normalización.
- **IPCS:** Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas.
- **LA:** Línea de Aguas.
- **LL:** Línea de Lodos.
- **MA:** Medio Ambiente.
- **MS:** Materia seca.
- **MSGP:** Ministerio Secretaría General de la Presidencia.
- **MINSAL:** Ministerio de Salud.
- **MMA:** Ministerio del Medio Ambiente.
- **MOCs:** Micro contaminantes orgánicos.
- **MOP:** Ministerio de Obras Públicas.
- **NCh:** Normativa Chilena.

- **PCB o PCBs:** Bifenil Policlorado o Bifenilos Policlorados
- **PE:** Población Equivalente
- **PES:** Pre-espesador secundario.
- **PNUMA:** Programa de las Naciones Unidas por el Medio Ambiente.
- **POPs:** Contaminante orgánico persistente.
- **PTAS:** Planta de Tratamiento de Aguas Servidas.
- **PTAS ET:** Planta de Tratamiento de Aguas Servidas El Trebal.
- **PTAS LF:** Planta de Tratamiento de Aguas Servidas La Farfana.
- **PTAS MT:** Planta de Tratamiento de Aguas Servidas Mapocho-Trebal.
- **SEA:** Servicio de Evaluación Ambiental.
- **SSLM:** Sólidos Suspendidos del Licor de Mezcla.
- **SST:** Sólidos Suspendidos Totales.
- **TEF:** Factor de Equivalencia Tóxica.
- **TEQ:** Coeficiente de Equivalencia Tóxica.
- **TOCs:** Contaminante orgánico traza.
- **USEPA:** Agencia para la protección ambiental de los Estados Unidos.
- **VOCs:** Compuestos orgánicos volátiles.
- **XTCs:** Contaminantes xenobióticos traza.

## 5.2. Nomenclatura

Tabla 5.1: Glosario de nomenclatura.

Símbolo	Nombre	Unidad
$K_{ow}$	Coefficiente de partición octanol agua	-
$K_{oc}$	Coefficiente de partición en carbono orgánico	$\frac{ng}{gOC}$
$K_p$	Coefficiente de partición	$\frac{ng}{gSólido}$
$K_d$	Coefficiente de distribución	$\frac{ng}{gSólido}$
$K_{part}$	Coefficiente de partición en material particulado	$\frac{ng}{gSólido}$
$K_{DCM}$	Coefficiente de partición en material disuelto y coloidal	$\frac{ng}{gDCM}$
$f_{oc}$	Coefficiente de carbono orgánico	$\frac{gOC}{gSST}$
$K_{bio}$	Tasa de biodegradación	$\frac{L}{gSS \cdot d}$
$T_c$	Capacidad de transformación	$\frac{ug}{gCOD - S_s}$
$k_c$	Tasa máxima específica de biodegradación en ausencia de sustrato primario	$\frac{ug}{gCOD - X \cdot d}$
$K_{SC}$	Constante de saturación media tipo Monod	$\frac{ug}{L}$
$K_H$	Constante de Henry	$\frac{m^3 \text{agua}}{m^3 \text{aire}}$
$k_L$	Coefficiente de transferencia de masa en fase líquida	$\frac{m}{d}$
$k_G$	Coefficiente de transferencia de masa en fase gaseosa	$\frac{m}{d}$
$C_i$	Concentración de PCB en fase i. Fases posibles: disuelta, adsorbida, gaseosa o total.	$\frac{ng}{L}$ o $\frac{ng}{gSólido}$
$V$	Volumen	$m^3$
$Q$	Caudal	$\frac{m^3}{d}$
$X$ o $X_T$	Concentración de sólidos suspendidos totales	$\frac{mgSST}{L}$
$X_v$	Concentración de sólidos suspendidos volátiles	$\frac{mgSSV}{L}$
$F_i$	Flujo de masa de componente i. Componente i puede ser SST, SSV, entre otros.	$\frac{kgde\ i}{d}$
$SRT$	Tiempo de retención de sólidos	d
$TRH$	Tiempo de retención hidráulico	d
$R_i$	Tasa de acumulación (consumo o producción) causada por proceso i.	$\frac{ng}{d}$
$S_s$	Sustrato soluble	$\frac{gCOD}{L}$
$S_p$	Sustrato particulado	$\frac{gCOD}{L}$

# Bibliografía

- [Aguas Andinas S.A., 2007] Aguas Andinas S.A. (2007). Capítulo 2 de EIA: Descripción de proyecto “100 % Saneamiento de la Cuenca de Santiago”. Technical report, Aguas Andinas S.A.
- [Aguas Andinas S.A., 2009] Aguas Andinas S.A. (2009). Informe consolidado de la EIA del proyecto “100 % Saneamiento de la Cuenca de Santiago”. Technical report.
- [Aguas Andinas S.A., 2010] Aguas Andinas S.A. (2010). Memoria de dimensionamiento de la planta de tratamiento de aguas servidas mapocho. Technical report.
- [Aguas Andinas S.A., 2018] Aguas Andinas S.A. (2018). Reporte Integrado 2018 de Sustentabilidad.
- [AKROS, 2014a] AKROS (2014a). AGUAS ANDINAS PROCESO TARIFARIO 2015 – 2020 INFORME FINAL. Technical report, Akros Ingeniería Ltda.
- [AKROS, 2014b] AKROS (2014b). AGUAS ANDINAS PROCESO TARIFARIO 2015 – 2020 INFORME FINAL ANÁLISIS DE INFORMACIÓN PTAS EL TREBAL-MAPOCHO. Technical report, AKROS Ingeniería Ltda.
- [AKROS, 2014c] AKROS (2014c). AGUAS ANDINAS PROCESO TARIFARIO 2015 – 2020 INFORME FINAL MODELACIÓN PTAS LA FARFANA Y EL TREBAL-MAPOCHO. Technical report, AKROS Ingeniería Ltda.
- [ARD, 2019] ARD (2019). *Administrative Rules Division. Chapter 9. Department of Environmental Quality - Water Pollution Control*. Arizona Administrative CODE.
- [ATSE, 2013] ATSE (2013). Australian Academy of Technological Sciences and Engineering (ATSE) - Drinking water through recycling. *Pediatric*, 46(10):663–667.
- [Ballivian Searle, 2018] Ballivian Searle, P. P. (2018). Reúso de aguas servidas tratadas: Desafíos en la regulación para un uso eficiente del recurso hídrico. *Revista Derecho Aplicado - LLM UC*, 2:1–21.
- [Barra et al., 2004] Barra, R., Cisternas, M., Suarez, C., Araneda, A., Piñones, O., and Popp, P. (2004). PCBs and HCHs in a salt-marsh sediment record from South-Central Chile: Use of tsunami signatures and  $^{137}\text{Cs}$  fallout as temporal markers. *Chemosphere*, 55(7):965–972.
- [Barra et al., 2005] Barra, R., Popp, P., Quiroz, R., Bauer, C., Cid, H., and Tümping, W. V. (2005). Persistent toxic substances in soils and waters along an altitudinal gradient in the Laja River Basin, Central Southern Chile. *Chemosphere*, 58(7):905–915.
- [Barret et al., 2010a] Barret, M., Barcia, G. C., Guillon, A., Carrère, H., and Patureau, D. (2010a). Influence of feed characteristics on the removal of micropollutants during the anaerobic digestion of contaminated sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1-3):241–247.

- [Barret et al., 2010b] Barret, M., Carrère, H., Delgadillo, L., and Patureau, D. (2010b). PAH fate during the anaerobic digestion of contaminated sludge: Do bioavailability and/or co-metabolism limit their biodegradation? *Water Research*, 44(13):3797–3806.
- [Barret et al., 2010c] Barret, M., Carrère, H., Latrille, E., Wisniewski, C., and Patureau, D. (2010c). Micropollutant and sludge characterization for modeling sorption equilibria. *Environmental Science and Technology*, 44(3):1100–1106.
- [Barret et al., 2010d] Barret, M., Patureau, D., and Latrille, E. (2010d). A three-compartment model for micropollutants sorption in sludge : Methodological approach and insights. 44:616–624.
- [Barret et al., 2012] Barret, M., Trably, E., Delgenes, N., and Braun, F. (2012). Anaerobic Removal of Trace Organic Contaminants in Sewage Sludge : 15 Years of Experience. *Pedosphere: An International Journal*, 22(4):508–517.
- [Batstone et al., 2002] Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., Sanders, W. T., Siegrist, H., and Vavilin, V. A. (2002). The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 45(10):65–73.
- [Bertin et al., 2007] Bertin, L., Capodicasa, S., Occulti, F., Girotti, S., Marchetti, L., and Fava, F. (2007). Microbial processes associated to the decontamination and detoxification of a polluted activated sludge during its anaerobic stabilization. *Water Research*, 41(11):2407–2416.
- [Birkett and Lester, 2003] Birkett, J. W. and Lester, J. N. (2003). *Endocrine Disrupters in Wastewater and Sludge Treatment Processes*, volume 10.
- [Blanchard et al., 2001] Blanchard, M., Teil, M. J., Ollivon, D., Garban, B., Chestérikoff, C., and Chevreuil, M. (2001). Origin and distribution of polyaromatic hydrocarbons and polychlorobiphenyls in urban effluents to wastewater treatment plants of the paris area (FRANCE). *Water Research*, 35(15):3679–3687.
- [Capozzi et al., 2019] Capozzi, S. L., Jing, R., Rodenburg, L. A., and Kjellerup, B. V. (2019). Positive Matrix Factorization analysis shows dechlorination of polychlorinated biphenyls during domestic wastewater collection and treatment. *Chemosphere*, 216:289–296.
- [Chong, 2015] Chong, N. M. (2015). Model development with defined biological mechanisms for xenobiotic treatment activated sludge at steady state. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(11):8567–8575.
- [CONAMA, 2004] CONAMA (2004). *Comisión Nacional del Medio Ambiente. Manual de Chile sobre el manejo de Bifenilos Policlorados (PCBs)*. PNUMA, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- [CONAMA, 2005] CONAMA (2005). Comisión Nacional del Medio Ambiente. Plan Nacional de Implementación para la Gestión de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) en Chile.

- [Delgadillo et al., 2010] Delgadillo, L., Patureau, D., Barret, M., and Carre, H. (2010). PAH fate during the anaerobic digestion of contaminated sludge : Do bioavailability and / or cometabolism limit their biodegradation ? 4(L):1–10.
- [Delgadillo-Mirquez et al., 2011] Delgadillo-Mirquez, L., Lardon, L., Steyer, J. P., and Patureau, D. (2011). A new dynamic model for bioavailability and cometabolism of micropollutants during anaerobic digestion. *Water Research*, 45(15):4511–4521.
- [Demirtepe et al., 2015] Demirtepe, H., Kjellerup, B., Sowers, K. R., and Imamoglu, I. (2015). Evaluation of PCB dechlorination pathways in anaerobic sediment microcosms using an anaerobic dechlorination model. *Journal of Hazardous Materials*, 296:120–127.
- [DIC, 2019] DIC (2019). Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Chile. 8vo Coloquio de Ingeniería para un Mundo Real: El Reúso de Aguas Servidas en Santiago de Chile. <http://ingenieria.uchile.cl/noticias/154969/el-reuso-de-aguas-servidas-en-santiago-de-chile>.
- [Dionisi et al., 2006] Dionisi, D., Bertin, L., Bornoroni, L., Capodicasa, S., Papini, M. P., and Fava, F. (2006). Removal of organic xenobiotics in activated sludges under aerobic conditions and anaerobic digestion of the adsorbed species. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 81(9):1496–1505.
- [Dong et al., 2018] Dong, W., Xie, W., Su, X., Wen, C., Cao, Z., and Wan, Y. (2018). Review: Micro-organic contaminants in groundwater in China. *Hydrogeology Journal*, 26(5):1351–1369.
- [Dube et al., 1974] Dube, D. J., Veith, G. D., and Lee, G. F. (1974). Polychlorinated biphenyls in treatment plant effluents. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 46(5):966–972.
- [FAO , 2017] FAO (2017). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Reutilización de aguas para agricultura en América Latina y el Caribe. <http://www.fao.org/3/a-i7748s.pdf>.
- [Fundación Chile, 2017] Fundación Chile (2017). Aguas residuales como nueva fuente de agua. Technical Report October.
- [Fusi et al., 2018] Fusi, S. C., Chan, A. Y., and Kjellerup, B. V. (2018). Processes of microbial transformation and physical removal of polychlorinated biphenyls (PCBs) in wastewater treatment. *Optimization and Applicability of Bioprocesses*, pages 101–113.
- [Gaszczak et al., 2018] Gaszczak, A., Bartelmus, G., Gren, I., Rotkegel, A., and Janecki, D. (2018). Kinetics of cometabolic biodegradation of 4-chlorophenol and phenol by *Stenotrophomonas maltophilia* KB2. *Chemical and Process Engineering - Inzynieria Chemiczna i Procesowa*, 39(4):395–410.
- [Henriquez Villa, 2012] Henriquez Villa, D. (2012). *PRESENCIA DE CONTAMINANTES EMERGENTES EN AGUAS Y SU IMPACTO EN EL ECOSISTEMA. ESTUDIO DE CASO: PRODUCTOS FARMACÉUTICOS EN LA CUENCA DEL RIO BIOBÍO, RE-*

*GION DEL BIOBÍO, CHILE TESIS*. PhD thesis.

- [Henze et al., 1987] Henze, M., Grady, C. P., Gujer, W., Marais, G. V., and Matsuo, T. (1987). A general model for single-sludge wastewater treatment systems. *Water Research*, 21(5):505–515.
- [Henze et al., 2015] Henze, M., Gujer, W., Mino, T., and van Loosedrecht, M. (2015). *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*, volume 5.
- [Hope et al., 2010] Hope, B. K., Stone, D., Fuji, T., Gensemer, R. W., and Jenkins, J. (2010). Meeting the challenge of identifying persistent pollutants at the state level. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 6(4):735–748.
- [INN, 1987] INN (1987). Instituto Nacional de Normalización. Norma chilena (NCh) 1333. Requisitos de calidad de agua para diferentes usos.
- [INN, 2006] INN (2006). Instituto Nacional de Normalización. Nch 409/1 Norma calidad del agua potable y Nch 409/2 Norma muestreo del agua potable.
- [IPCS, 2003] IPCS (2003). International Programme on Chemical Safety. Concise International Chemical Assessment Document 55 Polychlorinated Biphenyls: Human Health Aspects. <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad55.htm>.
- [Jing et al., 2018] Jing, R., Fusi, S., and Kjellerup, B. V. (2018). Remediation of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in contaminated soils and sediment: State of knowledge and perspectives. *Frontiers in Environmental Science*, 6(JUL):1–17.
- [Karakas and Imamoglu, 2017] Karakas, F. and Imamoglu, I. (2017). Estimation of rate constants of PCB dechlorination reactions using an anaerobic dehalogenation model. *Journal of Hazardous Materials*, 324:554–563.
- [Katsoyiannis and Samara, 2004] Katsoyiannis, A. and Samara, C. (2004). Persistent organic pollutants (POPs) in the sewage treatment plant of Thessaloniki, northern Greece: Occurrence and removal. *Water Research*, 38(11):2685–2698.
- [Katsoyiannis and Samara, 2005] Katsoyiannis, A. and Samara, C. (2005). Persistent organic pollutants (POPs) in the conventional activated sludge treatment process: Fate and mass balance. *Environmental Research*, 97(3):245–257.
- [Katsoyiannis et al., 2006] Katsoyiannis, A., Zouboulis, A., and Samara, C. (2006). Persistent organic pollutants (POPs) in the conventional activated sludge treatment process: Model predictions against experimental values. *Chemosphere*, 65(9):1634–1641.
- [Lee et al., 1994] Lee, K.-c., Rittmann, B. E., Shi, J., and Mcavoy, D. (1994). in activated sludge. 70(6).
- [Leiva Miranda, 2008] Leiva Miranda, C. A. (2008). *Evaluación de la persistencia y movilidad de Bifenilos Policlorados ( PCBs ) en sistemas suelo-biosólido*. PhD thesis.



- [Li et al., 2017] Li, N., Liu, H., Xue, Y., Wang, H., and Dai, X. (2017). Partition and fate analysis of fluoroquinolones in sewage sludge during anaerobic digestion with thermal hydrolysis pretreatment. *Science of the Total Environment*, 581-582:715–721.
- [Mailler et al., 2014] Mailler, R., Gasperi, J., Chebbo, G., and Rocher, V. (2014). Priority and emerging pollutants in sewage sludge and fate during sludge treatment. *Waste Management*, 34(7):1217–1226.
- [Mailler et al., 2017] Mailler, R., Gasperi, J., Patureau, D., Vulliet, E., Delgenes, N., Danel, A., Deshayes, S., Eudes, V., Guerin, S., Moilleron, R., Chebbo, G., and Rocher, V. (2017). Fate of emerging and priority micropollutants during the sewage sludge treatment: Case study of Paris conurbation. Part 1: Contamination of the different types of sewage sludge. *Waste Management*, 59:379–393.
- [Margot et al., 2015] Margot, J., Rossi, L., Barry, D. A., and Holliger, C. (2015). A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants. 2(October).
- [MINSAL, 2001] MINSAL (2001). Ministerio de Salud. Decreto 106: REGLAMENTO DE AGUAS MINERALES.
- [MINSAL, 2004] MINSAL (2004). Ministerio de Salud. Decreto 148: Reglamento sanitario sobre manejo de residuos peligrosos.
- [MINSAL, 2008] MINSAL (2008). Ministerio de Salud. Marco normativo asociado a dioxinas , furanos y bifenilos policlorados y Convenios Internacionales relacionados.
- [MMA, 2017a] MMA (2017a). Ministerio del Medio Ambiente. Guía para la Elaboración de Normas Secundarias de Calidad Ambiental en Aguas Continentales y Marinas.
- [MMA, 2017b] MMA (2017b). Ministerio del Medio Ambiente. PLAN NACIONAL DE IMPLEMENTACIÓN PARA LA GESTIÓN DE LOS CONTAMINANTES ORGÁNICOS PERSISTENTES EN CHILE 2018- 2022.
- [Montory et al., 2008] Montory, M., Chiang, G., Fuentes, D., Palma, H., and Barra, R. (2008). BIFENILOS POLICLORADOS (PCBs) E HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (HAPS) EN SEDIMENTOS DEL MAR INTERIOR DE CHILOÉ, RESULTADOS DEL CRUCERO CIMAR 10.
- [MOP, 2018] MOP (2018). Ministerio de Obras Públicas. Ley 21.075 Regula la recolección, reutilización y disposición de aguas grises.
- [MSGP, 2001] MSGP (2001). Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Decreto 90: NORMA DE EMISION PARA LA REGULACION DE CONTAMINANTES ASOCIADOS A LAS DESCARGAS DE RESIDUOS LIQUIDOS A AGUAS MARINAS Y CONTINENTALES SUPERFICIALES.
- [MSGP, 2009a] MSGP (2009a). Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Decreto 143: NORMAS DE CALIDAD PRIMARIA PARA LAS AGUAS CONTINENTALES SUPERFICIALES APTAS PARA ACTIVIDADES DE RECREACIÓN CON CONTACTO

## DIRECTO.

- [MSGP, 2009b] MSGP (2009b). Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Decreto 4: :REGLAMENTO PARA EL MANEJO DE LODOS GENERADOS EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS.
- [Nair and Abraham, 2019] Nair, S. and Abraham, J. (2019). Biodegradation of Polychlorinated Biphenyls. pages 263–284.
- [Nannig et al., 2008] Nannig, J., Mena, M. P., and Rojas, N. (2008). ASSM (Modelo Simple para Lodos Activados). In *XXXI Congreso Interamericano AIDIS*, Santiago, Chile.
- [OMS, 2016] OMS (2016). Organización Mundial de la Salud. Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas. [https://www.who.int/ipcs/assessment/public\\_health/chemicals\\_phc/es/](https://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/chemicals_phc/es/).
- [Pham and Proulx, 1997] Pham, T.-T. and Proulx, S. (1997). PCBs and PAHs in the Montreal urban community (Quebec, Canada) Wastewater Treatment Plant and in the effluent plume in the St Lawrence River. (2).
- [Phothilangka et al., 2008] Phothilangka, P., Schoen, M. A., and Wett, B. (2008). Benefits and drawbacks of thermal pre-hydrolysis for operational performance of wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 58(8):1547–1553.
- [Plósz et al., 2012] Plósz, B. G., Langford, K. H., and Thomas, K. V. (2012). An activated sludge modeling framework for xenobiotic trace chemicals (ASM-X): Assessment of diclofenac and carbamazepine. *Biotechnology and Bioengineering*, 109(11):2757–2769.
- [Plósz et al., 2010] Plósz, B. G., Leknes, H., and Thomas, K. V. (2010). Impacts of competitive inhibition, parent compound formation and partitioning behavior on the removal of antibiotics in municipal wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*, 44(2):734–742.
- [Polesel, 2016] Polesel, F. (2016). *Modelling the Fate of Xenobiotic Trace Chemicals via Wastewater Treatment and Agricultural Resource Reuse*, PhD thesis, Technical University of Denmark, DTU Environment.
- [Polesel et al., 2015] Polesel, F., Lehnberg, K., Dott, W., Trapp, S., Thomas, K. V., and Plósz, B. G. (2015). Factors influencing sorption of ciprofloxacin onto activated sludge: Experimental assessment and modelling implications. *Chemosphere*, 119:105–111.
- [Pomiès et al., 2013] Pomiès, M., Choubert, J. M., Wisniewski, C., and Coquery, M. (2013). Modelling of micropollutant removal in biological wastewater treatments: A review. *Science of the Total Environment*, 443:733–748.
- [PRE, 2011] PRE (2011). Presidencia de la República del Ecuador. Norma de Calidad Ambiental y de descarga de efluentes : Recurso Agua.
- [Rittmann and McCarty, 2001] Rittmann, B. E. and McCarty, P. L. (2001). *Environmental*

*biotechnology : principles and applications*, volume 7.

- [Sánchez-Avila et al., 2009] Sánchez-Avila, J., Bonet, J., Velasco, G., and Lacorte, S. (2009). Determination and occurrence of phthalates, alkylphenols, bisphenol A, PBDEs, PCBs and PAHs in an industrial sewage grid discharging to a Municipal Wastewater Treatment Plant. *Science of the Total Environment*, 407(13):4157–4167.
- [SEA, 2011] SEA (2011). Informe Consolidado de la EIA de la DIA del Proyecto “Optimización del tratamiento de lodos y cogeneración de Energía a partir del biogás producido en las plantas de tratamiento de aguas servidas Mapocho-El Trebal”. Technical report, Servicio de Evaluación Ambiental (SEA).
- [SEA, 2018] SEA (2018). Servicio de Evaluación Ambiental. Ficha del Proyecto “Aumento de la capacidad de cogeneración de energía a partir del biogás generado en la planta de tratamiento de aguas servidas Mapocho-Trebal”. [https://seia.sea.gob.cl/expediente/ficha/fichaPrincipal.php?modo=ficha&id\\_expediente=2138454327](https://seia.sea.gob.cl/expediente/ficha/fichaPrincipal.php?modo=ficha&id_expediente=2138454327).
- [Stockholm Convention, 2001] Stockholm Convention (2001). The 12 initial POPs under the Stockholm Convention.
- [Taboada-Santos et al., 2019] Taboada-Santos, A., Braz, G. H., Fernandez-Gonzalez, N., Carballa, M., and Lema, J. M. (2019). Thermal hydrolysis of sewage sludge partially removes organic micropollutants but does not enhance their anaerobic biotransformation. *Science of the Total Environment*, 690:534–542.
- [USEPA, 2013] USEPA (2013). *United States Environmental Protection Agency. Proposed Reissuance of a National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES)*.
- [USEPA, 2018] USEPA (2018). United States Environmental Protection Agency. Learn about Polychlorinated Biphenyls (PCBs). <https://www.epa.gov/pcbs/learn-about-polychlorinated-biphenyls-pcbs>.
- [WHO, 2017] WHO (2017). *World Health Organisation. Guidance for Producing Safe Drinking-Water*.
- [Yang et al., 2017a] Yang, S., McDonald, J., Hai, F. I., Price, W. E., Khan, S. J., and Nghiem, L. D. (2017a). Effects of thermal pre-treatment and recuperative thickening on the fate of trace organic contaminants during anaerobic digestion of sewage sludge. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 124:146–154.
- [Yang et al., 2017b] Yang, S., McDonald, J., Hai, F. I., Price, W. E., Khan, S. J., and Nghiem, L. D. (2017b). The fate of trace organic contaminants in sewage sludge during recuperative thickening anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 240:197–206.
- [Yao et al., 2014] Yao, M., Li, Z., Zhang, X., and Lei, L. (2014). Polychlorinated Biphenyls in the Centralized Wastewater Treatment Plant in a Chemical Industry Zone: Source, Distribution, and Removal. *Journal of Chemistry*, 2014.

# Apéndice

# Apéndice A

## Revisión Bibliográfica

### A.1. Clasificación de contaminantes

Existen distintos conceptos técnicos para denominar grupos de sustancias químicas orgánicas altamente tóxicas y peligrosas, entre los cuales están: Contaminantes Orgánicos Emergentes (EOCs por la sigla en inglés o COEs en español); Micro Contaminantes Orgánicos (MOCs por su sigla en inglés o MCOs en español) [Dong et al., 2018]; Contaminantes Orgánicos Traza (TOCs por la sigla en inglés o COT en español); Contaminantes Xenobióticos Traza (XTCs por la sigla en inglés o CXTs en español) [Polesel, 2016]; Químicos Disruptores Endocrinos (EDCs por su sigla en inglés o QDE en español) [Birkett and Lester, 2003]; y los Contaminantes Orgánicos Persistentes (POPs por su sigla en inglés o COPs en español).

Los MOCs son sustancias orgánicas que tienen variadas fuentes, tales como pesticidas, hormonas, residuos de drogas, las cuales son presentes en el medio ambiente en muy bajas concentraciones [Dong et al., 2018]. De la misma forma se definen los TOCs [Yang et al., 2017a, Yang et al., 2017b], por lo cual ambas clasificaciones son análogas. Mientras que, los EOCs son compuestos encontrados recientemente en el medio ambiente, los cuales anteriormente no han sido detectados o estudiado lo suficiente para ser significativos [Dong et al., 2018].

En cuanto a la clasificación XTCs, esta identifica a compuestos químicos artificiales que se encuentran en el medioambiente, principalmente incluyendo sustancias orgánicas tales como farmacéuticos, biocidas, drogas, herbicidas, pesticidas, entre otros. Estos productos químicos son principalmente productos de procesos de síntesis industrial, y su presencia en el medio ambiente es esencialmente la consecuencia de las actividades humanas [Polesel, 2016]. Cabe destacar que estas sustancias no son parte o no se sintetizan dentro de los organismos vivos, por eso el nombre xenobiótico.

Por su parte, los disruptores endocrinos (EDCs) son entendidos como sustancias exógenas que causan efectos adversos para la salud en un organismo intacto, o su descendencia, después de cambios en la función endocrina. [Birkett and Lester, 2003].

Por último, los POPs son sustancias químicas orgánicas que poseen una combinación particular de propiedades físicas y químicas en común, que les da la característica de persistentes en el MA y son declarados en el Acuerdo de Estocolmo [Stockholm Convention, 2001].

A modo general, es posible categorizar dentro de la clasificación Micro Contaminantes Orgánicos a los POPs y a los EOCs. Lo que diferencia entre estos dos últimos conceptos es el alcance de entendimiento del mundo científico respecto a estas sustancias [Dong et al., 2018]. Además, cabe destacar que dentro de las clasificaciones de MOCs (o TOCs) y EOCs pueden haber contaminantes que no tengan la característica de persistencia en el medio ambiente.

Los PCBs clasifican como contaminante dentro de todas las clasificaciones presentadas anteriormente. Por lo anterior, la revisión bibliográfica del presente trabajo presenta estudios

que utilizan estas clasificaciones.

## A.2. Revisión de Modelos en PTAS

### A.2.1. Línea de Aguas

#### A.2.1.1. Modelo estacionario avanzado para evaluar destino de compuestos orgánicos hidrofóbicos y volátiles

El modelo presentado en [Lee et al., 1994] corresponde a un modelo estacionario avanzado para evaluar el destino de compuestos orgánicos hidrofóbicos y volátiles en sistemas biológicos de crecimiento suspendido. El sistema modelo incluye dos procesos de tratamiento: el primario y el secundario. El tratamiento primario corresponde a un sedimentador, mientras que el tratamiento secundario es modelado como un tanque de aireación y un sedimentador. La difusión de oxígeno es usada para suplir de oxígeno a la actividad biológica que ocurre en el tanque de aireación.

El modelo incluye una fase disuelta libre del contaminante, una fase adsorbida al material suspendido orgánico y una fase gaseosa que se volatiliza. Las vías de migración o degradación del compuesto objetivo dentro del sistema pueden ser:

- Advección: el compuesto objetivo fluye con las aguas servidas por advección a través del sistema
- Adsorción-desorción: compuestos hidrofóbicos objetivos pueden ser adsorbidos y desorbidos entre la fase líquida y los sólidos suspendidos volátiles (SSV). Además se pueden transferir fuera del sistema de aguas servidas en los SSV que se descartan o purgan de este.
- Biodegradación desde fase disuelta: el compuesto objetivo disuelto en el líquido es degradado por las bacterias activas en el floc.
- Biodegradación desde fase sorbida: el compuesto hidrofóbico objetivo adsorbido en el floc biológico está directamente disponible para la degradación por las bacterias activas en el floc.
- Volatilización a través de burbujas: los compuestos volátiles migran dentro de burbujas durante la aireación difusa en el tanque de lodo activado.
- Volatilización superficial: los compuestos volátiles se transfieren fuera del sistema a través de la volatilización en la superficie del tanque de aireación y los clarificadores.

Se asume que la advección, adsorción y volatilización superficial ocurren en el clarificador primario, mientras que los procesos de biodegradación se asumen despreciables. Las seis vías de degradación pueden ocurrir en el tratamiento secundario. La ecuación general del balance de masa que incluye las 6 vías de eliminación para el compuesto objetivo en cada sistema de tratamiento se formula en la Ecuación A.1:

$$V \frac{dC_{T,j}}{dt} = R_{adv} + R_{bio}^d + R_{sorb} + R_{vol,bub} + R_{vol,surf} \quad (A.1)$$

Donde:

$V$ : Volumen del sistema [ $m^3$ ]

$C_{T,j}$ : concentración total del compuesto  $j$  disuelto y sorbido en el sistema [ $mg/L$ ]

$R_{adv}$ : Tasa de acumulación causada por advección [ $g/d$ ]

$R_{bio}^s$ : Tasa de acumulación causada por biodegradación del compuesto  $j$  disuelto [ $g/d$ ]

$R_{sorb}$ : Tasa de acumulación causada por adsorción en los sólidos [ $g/d$ ]

$R_{vol,bub}$ : Tasa de acumulación causada por volatilización por burbujas [ $g/d$ ]

$R_{vol,surf}$ : Tasa de acumulación causada por volatilización superficial [ $g/d$ ]

En estado permanente el término  $\frac{dC_{T,j}}{dt}$  es cero, por lo tanto la Ecuación A.1 queda como:

$$0 = R_{adv} + R_{bio}^d + R_{sorb} + R_{vol,bub} + R_{vol,surf} \quad (A.2)$$

Para expresar la concentración en fase adsorbida en el flujo  $k$  (efluente de aguas o lodo) del sistema  $i$  (primario o secundario) se utiliza la expresión A.3:

$$C_{sorb} = K_d^i \cdot C_j^i \cdot X_{v,k}^i \quad (A.3)$$

Donde:

$C_{sorb}$ : Concentración adsorbida al material  $X_{v,k}^i$  [ $mg/L$ ]

$K_d^i$ : Coeficiente de partición lineal para los sólidos del sistema  $i$  [ $m^3/gSSV$ ]

$C_j^i$ : Concentración disuelta del compuesto  $j$  en el sistema  $i$  [ $mg/L$ ]

$X_{v,k}^i$ : Concentración de sólidos suspendidos volátiles en el flujo  $k$  del sistema  $i$  [ $mgSSV/L$ ]

Para asumir la ecuación A.3 se supone que el fenómeno de adsorción/desorción sigue una isoterma lineal, y que la resistencia a la transferencia de masa entre la fase líquida y la superficie de los sólidos es insignificante. En otras palabras, el tiempo de residencia hidráulica es lo suficientemente largo como para que el proceso de adsorción/desorción alcance el equilibrio. En caso que no se conozca experimentalmente el coeficiente de partición del compuesto se propone estimarlo a través de la expresión A.4:

$$K_d^i = (6,3 \cdot 10^{-7}) \cdot f_{oc}^i \cdot K_{ow} \quad (A.4)$$

Donde:

$K_d^i$ : Coeficiente de partición lineal para los sólidos del sistema  $i$  [ $m^3/gSSV$ ]

$f_{oc}^i$ : Fracción de carbono orgánico en los sólidos del sistema  $i$  [ $g C$  orgánico/ $g$  sólidos]

### A.2.1.2. Modelo FATE

El modelo Estimador de Tratabilidad y Destino se presenta en [Katsoyiannis et al., 2006] para predecir el destino de 26 Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs): 7 PCBs y 19 compuestos organoclorados (OCs) durante los procesos del tratamiento convencional de lodos activados en una planta a gran escala: PTAS de Thessaloniki, Grecia.

El modelo FATE fue computado y desarrollado por la USEPA para estimar las eficiencias de remoción de variados contaminantes orgánicos e inorgánicos en plantas de tratamiento de aguas residuales. Este es aplicable en el tratamiento convencional de lodos activados por

aireación difusa de aguas residuales. Se compone de dos submodelos, el orgánico incluye 346 compuestos orgánicos, y el inorgánico incluye 14 elementos inorgánicos.

En el estudio de [Katsoyiannis et al., 2006] se aplica el submodelo orgánico, utilizando un balance de masa en estado estacionario alrededor de los reactores considerando los principales mecanismos de remoción de los contaminantes. En los clarificadores primarios se supone que la sorción es el único mecanismo de eliminación que remueve cantidades significativas de los compuestos químicos orgánicos. La sorción, volatilización por extracción de aire y la biodegradación son los principales mecanismos de eliminación considerados en los tanques de aireación y clarificadores secundarios.

Para la aplicación del modelo, las entradas requeridas son: concentraciones individuales del COP en el agua residual cruda, el flujo diario de las aguas residuales crudas, el flujo diario de lodos primarios, las concentraciones de sólidos suspendidos en los lodos primarios, el flujo diario de aguas residuales que ingresan al tratamiento secundario, el flujo diario de lodos secundarios, las concentraciones de sólidos suspendidos en el lodo secundario, el volumen total de aireación, el flujo total de oxígeno disuelto en el tanque de aireación, concentración de sólidos suspendidos del licor de mezcla, y finalmente, el coeficiente de partición octanol-agua, las constantes de Henry y las tasas de biodegradación de los compuestos objetivos.

Para un compuesto orgánico individual, FATE calcula inicialmente una concentración en estado estacionario en el clarificador primario. Esta se utiliza como concentración afluyente para el tanque de aireación y el sistema de clarificación secundario, donde una segunda concentración se calcula en estado estacionario. Las tasas de remoción de masa debido a la sorción (en los clarificadores primario y secundario) y debido a la volatilización y biodegradación (en el tanque de aireación) se calculan como el porcentaje de remoción por cada uno de estos mecanismos. Finalmente, el modelo FATE calcula un porcentaje total de remoción y muestra el diagrama de flujo de material del submodelo orgánico, así como también las ecuaciones de remoción. Una condición del modelo FATE es la relativamente alta concentración mínima que requiere para cada compuesto en el afluyente al clarificador primario:  $0,1[ug/L]$ .

La tasa de sorción del contaminante al material sólido se muestra en la ecuación A.5:

$$R_{sor} = Q_w \cdot X_v^i \cdot K_p^i \cdot C^i \quad (A.5)$$

Donde:

$R_{sor}$ : Tasa de acumulación causada por sorción del contaminante  $[g/d]$

$Q_{w,i}$ : Caudal de lodo en el tratamiento i (primario o secundario)  $[m^3/d]$

$X_v^i$ : Concentración de sólidos suspendidos volátiles en lodo del sistema  $[gSSV/L]$

$K_p^i$ : Constante de partición en tratamiento i  $[L/gSSV]$

$C^i$ : Concentración disuelta del contaminante en el tratamiento i (primario o secundario)  $[mg/L]$

La tasa de biodegradación del contaminante se muestra en la ecuación A.6:

$$R_{bio} = K_1 \cdot X_{v,a} \cdot C \quad (A.6)$$

Donde:

$R_{bio}$ : Tasa de acumulación causada por biodegradación del contaminante  $[g/d]$



$K_1$ : Constante cinética de primer orden de biodegradación [ $L/gSSLM \cdot d$ ]

$X_{v,a}$ : Concentración de microorganismos activos en el reactor biológico, equivalente al 64 % de SSLM [ $gSSLM/L$ ]

$C$ : Concentración disuelta del contaminante en el tratamiento secundario [ $mg/L$ ]

La tasa de volatilización por extracción de aire del contaminante se muestra en la ecuación A.7:

$$R_{vol} = \frac{G \cdot H \cdot C}{R \cdot T} \quad (A.7)$$

Donde:

$R_{vol}$ : Tasa de acumulación causada por volatilización por extracción de aire del contaminante [ $g/d$ ]

$G$ : Flujo de aire en el tanque de aireación [ $m^3/d$ ]

$H$ : Constante de Henry [ $\frac{atm \cdot m^3}{mol}$ ]

$C$ : Concentración disuelta del contaminante en el tratamiento secundario [ $mg/L$ ]

$R$ : Constante universal de los gases ideales =  $8,206 \cdot 10^{-5}$  [ $\frac{m^3 \cdot atm}{K \cdot mol}$ ]

$T$ : Temperatura en el tanque de aireación [ $K$ ]

### A.2.1.3. ASM-X

El modelo ASM-X (modelo de lodos activados para xenobióticos) es un relevante modelo dinámico basado en concentración. Fue desarrollado como una extensión del ASM1 [Henze et al., 1987], calibrado con éxito y utilizado para la predicción de compuestos xenobióticos traza (XTCs), tales como antibióticos y compuestos farmacéuticos [Plósz et al., 2010, Plósz et al., 2012]. Las predicciones del ASM-X se basaron en la identificación y calibración preliminares del modelo usando datos batch experimentales y en la validación con datos de concentración a gran escala de un monitoreo continuo.

Las variables de estado que representan las fracciones del contaminante objetivo son las siguientes concentraciones:

- $C_{LI}$ : concentración disuelta del compuesto original [ $ng/L$ ]
- $C_{SL}$ : concentración adsorbida del compuesto original en el lodo secundario [ $ng/L$ ]
- $C_{CJ}$ : concentración disuelta del compuesto retransformable [ $ng/L$ ]

La fracción retransformable corresponde a una gama de formas de productos químicos capaces de sufrir una retransformación a  $C_{LI}$ . Variables de estado adicionales consideradas en las ecuaciones de velocidad de procesos son:

- $S_S$ : concentración del sustrato orgánico fácilmente biodegradable [ $mgCOD/L$ ]
- $S_O$ : concentración de oxígeno disuelto [ $mgO_2/L$ ]

Los procesos de destino del contaminante son descritos separadamente para diferentes condiciones redox (aeróbica y anóxica). Los procesos descritos en el modelo son:

- La transformación biológica de  $C_{LI}$
- La retransformación de la fracción retransformable  $C_{CJ}$  a la fracción original  $C_{LI}$
- Sorción/desorción en/desde lodos activados

Las velocidades de los procesos de remoción se describen usando pseudo-primer orden (biotransformación, retransformación y sorción) o velocidad de reacción de primer orden (desorción) con respecto a las concentraciones de XTC. Los parámetros que incluye el modelo son:

- Constante de tasa de biotransformación  $k_{bio}[L/gSST - d]$
- Constante de velocidad de retransformación  $k_{dec}[L/gSST - d]$
- Coeficiente de partición sólido-líquido  $K_d[L/gSST]$
- Tasa de desorción  $k_{des}[1/d]$
- Factor de corrección para la inhibición de la biotransformación por  $S_S \eta_{bio}[-]$
- Factor de corrección para la inhibición de la retransformación por  $S_S \eta_{dec}[-]$

En otros estudios [Polesel, 2016] se evaluó la extensión de la estructura del modelo ASM-X para describir la sorción de XTCs ionizables y su aplicación para caracterizar la biotransformación de XTCs en reactores a escala de laboratorio. Además, las predicciones del modelo ASM-X a gran escala se compararon con información bibliográfica de eficiencias de remoción y se utilizó para evaluar el impacto de la retransformación en la eliminación de XTCs.

La estructura del modelo ASM-X de [Polesel, 2016] fue utilizado para el presente estudio, y se presenta en la Tabla A.1:

Tabla A.1: Matriz Gujer que describe la estructura del modelo ASM-X. Los subíndices “ $Ox$ ” y “ $An$ ” se refieren a las condiciones aeróbicas y anóxica, respectivamente. Adaptado de [Polesel, 2016].

<b>Componente <math>\rightarrow</math> i</b>	$C_{LI}$	$C_{SL}$	$C_{CJ}$	Tasa del proceso
<b>Proceso <math>\downarrow</math> j</b>				
Desorción	1	-1		$k_{des} \cdot C_{SL}$
<i>Aeróbico</i>				
Sorción	-1	1		$k_{des} \cdot K_{D,Ox} \cdot C_{LI} \cdot \frac{S_O}{K_O+S_O} \cdot X_{SS}$
Biotransformación	-1			$k_{bio,Ox} \cdot C_{LI} \cdot \frac{K_S \cdot \eta_{Bio}}{K_S+S_S} \cdot \frac{S_O}{K_O+S_O} \cdot X_{SS}$
Retransformación	1		-1	$k_{Dec,Ox} \cdot C_{CJ} \cdot \frac{K_S \cdot \eta_{Dec}}{K_S+S_S} \cdot \frac{S_O}{K_O+S_O} \cdot X_{SS}$
<i>Anóxico</i>				
Sorción	-1	1	1	$k_{des} \cdot K_{D,An} \cdot C_{LI} \cdot \frac{K_O}{K_O+S_O} \cdot X_{SS}$
Biotransformación	-1			$k_{bio,An} \cdot C_{LI} \cdot \frac{K_S \cdot \eta_{Bio}}{K_S+S_S} \cdot \frac{K_O}{K_O+S_O} \cdot X_{SS}$
Retransformación	1		-1	$k_{Dec,An} \cdot C_{CJ} \cdot \frac{K_S \cdot \eta_{Dec}}{K_S+S_S} \cdot \frac{K_O}{K_O+S_O} \cdot X_{SS}$

## A.2.2. Línea de Lodos

### A.2.2.1. Modelo de 3 compartimientos para la sorción de MOCs en lodos

Es un modelo cinético desarrollado para estudiar la sorción de micro contaminantes orgánicos (MOCs) en lodos de planta de tratamiento de aguas residuales [Barret et al., 2010a]. Considera que el micro contaminante presente en el lodo puede estar ubicado en uno de 3 compartimientos físicos, tal como lo muestra la Figura A.1:

- Disuelto libre (concentración  $C_{free}[\mu g/L]$ )
- Sorbido a material disuelto y coloidal (DCM) (concentración  $C_{DCM}[\mu g/gDCM]$ )
- Sorbido a partículas (PART) (concentración  $C_{part}[\mu g/gPART]$ )

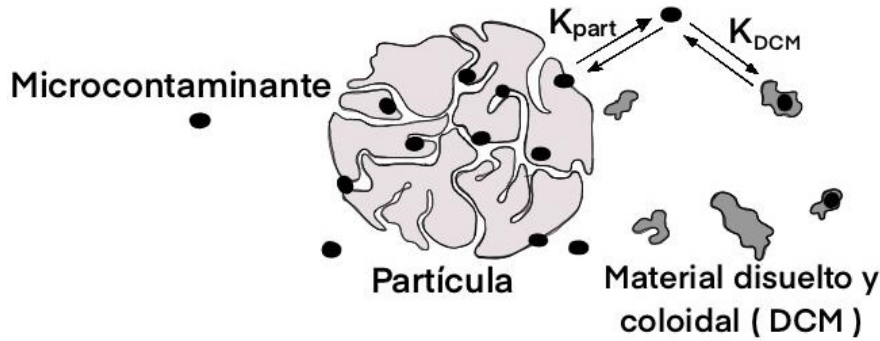


Figura A.1: Gráfica representativa del modelo de 3 componentes de un MOC en lodo. Adaptado de [Barret et al., 2010c].

En el equilibrio, el sistema de 3 compartimientos puede ser descrito a través de las Ecuaciones A.8 y A.9:

$$K_{part} = \frac{C_{part}}{C_{free}} \quad (A.8)$$

$$K_{DCM} = \frac{C_{DCM}}{C_{free}} \quad (A.9)$$

Donde:

$K_{part}$ : constante de equilibrio de la sorción del MOC a las partículas [ $mL/gPART$ ]

$K_{DCM}$ : constante de equilibrio de la sorción del MOC al DCM [ $mL/gDCM$ ]

La concentración  $C_{free}$  es bastante difícil de obtener experimentalmente, mientras que  $C_{acu}$  (concentración del contaminante aparentemente disuelto, la suma de la fase disuelta libre y la adsorbida a DCM [ $\mu g/mL$ ]) y  $C_{part}$  son fáciles de medir. A partir de la medición de  $C_{acu}$  y  $C_{part}$ , una constante global  $K_{global}[mL/gPART]$  puede ser estimada como en la Ecuación A.10.  $K_{global}$  no es una constante de equilibrio termodinámico, sino que un coeficiente de partición, el cual depende del sistema.

$$K_{global} = \frac{C_{part}}{C_{acu}} = \frac{K_{part}C_{free}}{K_{DCM}C_{free}[DCM] + C_{free}} = \frac{K_{part}}{K_{DCM}[DCM] + 1} \quad (A.10)$$

Donde:

[*DCM*]: concentración del DCM [*g/mL*]

Las concentraciones del contaminante: volumétrica total , en fase disuelta libre, en fase adsorbida al DCM, en fase acuosa y en fase adsorbida a partículas se expresan en las ecuaciones A.11, A.12, A.13, A.14, A.15, respectivamente [Barret et al., 2010b]:

$$C_{total} = C_{free} + C_{DCM} \cdot [DCM] + C_{part} \cdot [PART] \quad (A.11)$$

Donde:

$C_{total}$ : concentración volumétrica total del MOC [ $\mu g/L$ ]

$C_{free}$ : concentración del MOC en fase disuelta libre [ $\mu g/L$ ]

$C_{DCM}$ : concentración del MOC en fase adsorbida al DCM [ $\mu g/gDCM$ ]

$C_{part}$ : concentración del MOC en fase adsorbida a partículas [ $\mu g/gPART$ ]

[*DCM*]: concentración del DCM [ $g/L$ ]

[*PART*]: concentración de partículas [ $g/L$ ]

$$C_{free} = \frac{C_{total}}{1 + K_{DCM} \cdot [DCM] + K_{part} \cdot [PART]} \quad (A.12)$$

Donde:

$C_{free}$ : concentración del MOC en fase disuelta libre [ $\mu g/L$ ]

$C_{total}$ : concentración volumétrica total del MOC [ $\mu g/L$ ]

$K_{DCM}$ : constante de equilibrio de la sorción del MOC al DCM [ $L/gDCM$ ]

[*DCM*]: concentración del DCM [ $g/L$ ]

$K_{part}$ : constante de equilibrio de la sorción del MOC a las partículas [ $L/gPART$ ]

[*PART*]: concentración de partículas [ $g/L$ ]

$$C_{DCM} = \frac{K_{DCM} \cdot [DCM] \cdot C_{total}}{1 + K_{DCM} \cdot [DCM] + K_{part} \cdot [PART]} \quad (A.13)$$

Donde:

$C_{DCM}$ : concentración del MOC en fase adsorbida al DCM [ $\mu g/gDCM$ ]

$C_{total}$ : concentración volumétrica total del MOC [ $\mu g/L$ ]

$K_{DCM}$ : constante de equilibrio de la sorción del MOC al DCM [ $L/gDCM$ ]

[*DCM*]: concentración del DCM [ $g/L$ ]

$K_{part}$ : constante de equilibrio de la sorción del MOC a las partículas [ $L/gPART$ ]

[*PART*]: concentración de partículas [ $g/L$ ]

$$C_{acu} = C_{free} + C_{DCM} \cdot [DCM] \quad (A.14)$$

Donde:

$C_{acu}$ : concentración del MOC en fase acuosa [ $\mu g/L$ ]

$C_{free}$ : concentración del MOC en fase disuelta libre [ $\mu g/L$ ]

$C_{DCM}$ : concentración del MOC en fase adsorbida al DCM [ $\mu g/gDCM$ ]

[*DCM*]: concentración del DCM [ $g/L$ ]

$$C_{PART} = \frac{K_{PART} \cdot [PART] \cdot C_{total}}{1 + K_{DCM} \cdot [DCM] + K_{part} \cdot [PART]} \quad (A.15)$$

Donde:

$C_{DCM}$ : concentración del MOC en fase adsorbida al DCM [ $\mu g/gDCM$ ]

$C_{total}$ : concentración volumétrica total del MOC [ $\mu g/L$ ]

$K_{DCM}$ : constante de equilibrio de la sorción del MOC al DCM [ $L/gDCM$ ]

[ $DCM$ ]: concentración del DCM [ $g/L$ ]

$K_{part}$ : constante de equilibrio de la sorción del MOC a las partículas [ $L/gPART$ ]

[ $PART$ ]: concentración de partículas [ $g/L$ ]

### A.2.2.2. Modelo dinámico para biodisponibilidad y cometabolismo de MOCs durante digestión anaeróbica

El modelo describe los intercambios físicos del MOC entre los compartimientos en el reactor de digestión anaeróbica [Delgadillo-Mirquez et al., 2011]. Por lo tanto, las distribuciones físicas de estos compuestos influyen en su biodisponibilidad y puede ser el principal factor limitante de la biodegradación del MOC en el lodo. Se asume que los MOCs pueden ser adsorbidos en partículas (P) o en material disuelto/coloidal (DCM). Por lo tanto, en el modelo se supone que los MOCs son distribuidos entre 4 compartimientos físicos, tal como se muestra en la Figura A.2:

- $C_f[\mu g/L]$ : Concentración disuelta libre
- $C_g[\mu g/L]$ : Concentración gaseosa
- $c_{DCM}[\mu g/gCOD-DCM]$ : Concentración adsorbido al DCM
- $c_p[\mu g/gCOD-p]$ : Concentración adsorbida a las partículas

En el equilibrio, el sistema de cuatro compartimientos puede ser descrito por las ecuaciones [Delgadillo-Mirquez et al., 2011]:

$$K_p = \frac{c_p}{C_f} \quad (A.16)$$

$$K_{DCM} = \frac{c_{DCM}}{C_f} \quad (A.17)$$

$$K_H = \frac{C_g}{C_f} \quad (A.18)$$

Donde:

$K_p$ : constante de equilibrio de la sorción del MOC a las partículas [ $L/gCOD-p$ ]

$K_{DCM}$ : constante de equilibrio de la sorción del MOC al DCM [ $L/gCOD-DCM$ ]

$K_H$ : constante de Henry [-]

La masa total del MOC puede ser expresada como el total de la concentración líquida  $C_{t,liq}[\mu g/L]$  y la concentración gaseosa  $C_g[\mu g/L]$ , representadas en las ecuaciones A.19 y A.20 respectivamente:

$$C_{t,liq} = C_f + c_p \cdot S_p + c_{DCM} \cdot S_s \quad (A.19)$$

$$C_g = K_H \cdot C_f \quad (A.20)$$

Donde:

$S_p$ : concentración del sustrato particulado (concentración particulada) [ $gCOD-p$ ]

$S_s$ : concentración del sustrato soluble (concentración disuelta y coloidal) [ $gCOD-DCM/L$ ]

Las concentraciones en los distintos compartimientos y la condición inicial pueden ser estimadas a partir de las ecuaciones A.21, A.22 y A.23:

$$C_f = \frac{C_{t,liq}}{1 + K_p \cdot S_p + K_{DCM} \cdot S_s} \quad (\text{A.21})$$

$$c_p = \frac{C_{t,liq} \cdot K_p}{1 + K_p \cdot S_p + K_{DCM} \cdot S_s} \quad (\text{A.22})$$

$$c_{DCM} = \frac{C_{t,liq} \cdot K_{DCM}}{1 + K_p \cdot S_p + K_{DCM} \cdot S_s} \quad (\text{A.23})$$

Las cinéticas de sorción y desorción del contaminante entre el compartimiento disuelto libre y el particulado, y entre el disuelto libre y el adsorbido a DCM, se muestran en las ecuaciones A.24 y A.25, respectivamente:

$$r_{sorp/desorp}^{part} = k_1(c_p^* - c_p) = k_1(K_p \cdot C_f - c_p) \quad (\text{A.24})$$

$$r_{sorp/desorp}^{DCM} = k_2(c_{DCM}^* - c_{DCM}) = k_2(K_{DCM} \cdot C_f - c_{DCM}) \quad (\text{A.25})$$

Donde:

$c_p^*$ : Concentración adsorbida a las partículas en el equilibrio [ $\mu\text{g}/\text{g}_{\text{COD}-p}$ ]

$c_{DCM}^*$ : Concentración adsorbida al DCM en el equilibrio [ $\mu\text{g}/\text{g}_{\text{COD}-\text{DCM}}$ ]

$k_1$ : constante cinética de primer orden de sorción a las partículas [1/d]

$k_2$ : constante cinética de primer orden de sorción al DCM [1/d]

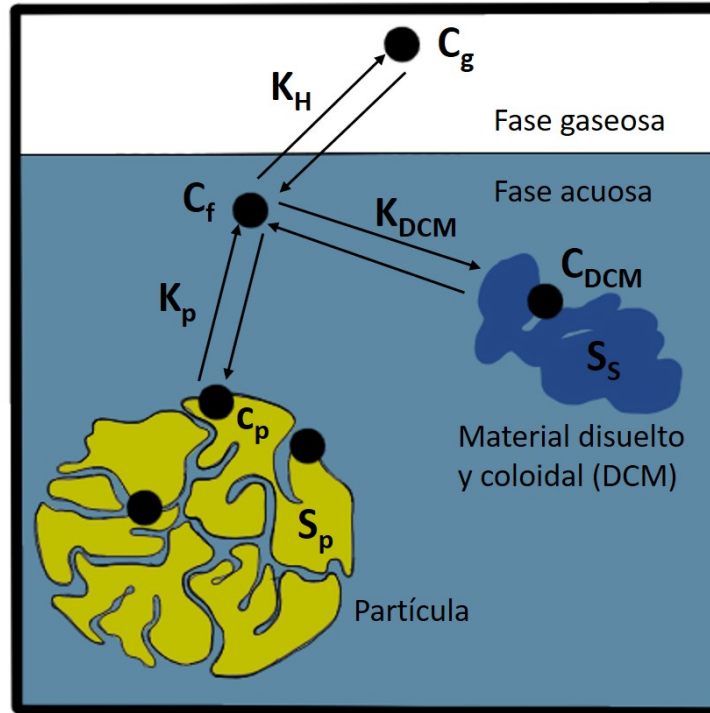


Figura A.2: Gráfica representativa del modelo dinámico de 4 componentes para biodisponibilidad y cometabolismo de MOCs durante DA. Adaptado de [Delgadillo-Mirquez et al., 2011]

Tabla A.2: Representación en matriz de Gujer del destino del MOC en el modelo de 4 compartimientos. Adaptada de [Delgadillo-Mirquez et al., 2011].

Componentes →		1	2	3	4	5	6	7	Tasa	
Procesos ↓		$X$	$S_S$	$S_P$	$C_g$	$C_p$	$C_{DCM}$	$C_f$		
1	Crecimiento de biomasa	1	$-\frac{1}{Y}$						$\mu X = \frac{\mu_{max} \cdot S_S}{K_S + S_S} X$	$gCOD/L \cdot d$
2	Decaimiento de biomasa	-1		1					$b \cdot X$	
3	Hidrólisis		1	-1					$k_{hyd} \cdot S_p$	$ug/L \cdot d$
4	Abiótico Volatilización				1			-1	$K_{La}(K_H \cdot C_f - C_g)$	
5	Sorción a partículas					1		-1	$k_1(K_{part} \cdot C_f \cdot S_p - C_p)$	
6	Abiótico Sorción a DCM						1	-1	$k_2(K_{DCM} \cdot C_f \cdot S_S - C_{DCM})$	
7	Biótico Degradación de fase disuelta libre							-1	$(T_c \cdot \frac{\mu}{Y} + k_c)(\frac{C_f}{K_{SC} + C_f})X$	
8	Biótico Degradación de fase sorbida a DCM						-1		$(T_c \cdot \frac{\mu}{Y} + k_c)(\frac{C_{DCM}}{K_{SC} + C_{DCM}})X$	
9	Biótico Degradación de fase sorbida a partículas					-1			$(T_c \cdot \frac{\mu}{Y} + k_c)(\frac{C_p}{K_{SC} + C_p})X$	
		Biomasa [ $gCOD/L$ ]	Sustrato soluble [ $gCOD/L$ ]	Sustrato particulado [ $gCOD/L$ ]	Concentración fase gaseosa [ $ug/L$ ]	Concentración fase adsorbida a partículas [ $ug/L$ ]	Concentración fase adsorbida a DCM [ $ug/L$ ]	Concentración fase disuelta libre [ $ug/L$ ]	$C_p = c_p \cdot S_p$ , $C_{DCM} = c_{DCM} \cdot S_s$ donde, $c_p$ y $c_{DCM}$ en [ $ug/gCOD$ ]	

Se utiliza un modelo de dos pasos para describir la digestión anaeróbica: primero la hidrólisis de materia particulada  $S_p[g_{COD}/L]$  ( $S_p \xrightarrow{k_{hid}} S_s$ ) y luego la biodegradación del sustrato soluble  $S_s[g_{COD}/L]$  a biogas ( $S_s \xrightarrow{\mu} X + CH_4 + CO_2$ ).

La Tabla A.2 representa el modelo matemático con 7 componentes y 9 procesos. El metabolismo del sustrato de crecimiento es incorporado en los tres primeros procesos. La hidrólisis es descrita con una cinética de primer orden. El decaimiento es asumido en la transformación de la biomasa activada en el sustrato particulado. El crecimiento de biomasa ( $X[g_{COD}/L]$ ) está relacionado con el consumo del sustrato soluble y modelado con una cinética tipo Monod, tal como se muestra en la ecuación A.26:

$$\mu = \mu_{max} \frac{S_s}{K_s + S_s} \quad (\text{A.26})$$

Donde:

$\mu_{max}$ : tasa de máximo crecimiento bacteriano [1/d]

$K_s$ : constante de media saturación asociada con el sustrato soluble  $S_s$  [ $g_{COD}/L$ ]

Para la biodegradación del MOC se asume que el cometabolismo es el principal mecanismo, como se muestra en la Figura A.3, debido a que la remoción de MOCs se presenta sólo en niveles traza ( $ng/L$  o  $\mu g/L$ ), lo cual puede resultar en un crecimiento de biomasa insignificante.

El modelo de cometabolismo utilizado se basa en el supuesto de que la tasa de degradación cometabólica se ve reforzada por la generación de reductores causados por la degradación del sustrato de crecimiento  $S_s$  y, en su ausencia, la transformación cometabólica está vinculada a la descomposición endógena. La tasa de biodegradación para la concentración biodisponible  $C_{biodis}$  del MOC se muestra en la ecuación A.27:

$$r_{bio} = (T_c \frac{\mu}{Y} + k_c) \left( \frac{C_{biodis}}{K_{SC} + C_{biodis}} \right) X \quad (\text{A.27})$$

Donde:

$T_c$ : Capacidad de transformación del MOC. Representa la interacción cometabólica entre el metabolismo del sustrato soluble y el metabolismo del MOC [ $\mu g_{MOC}/g_{COD-S_s}$ ]

$k_c$ : Tasa máxima específica de biodegradación del MOC en ausencia del sustrato primario [ $mg_{MOC}/g_{COD-X} \cdot d$ ]

$K_{SC}$ : Constante de media saturación del MOC de tipo Monod [ $mg_{MOC}/L$ ]

Los parámetros  $k_c$  y  $K_{SC}$  son representativos de la respuesta de la ruta metabólica del MOC a la fracción biodisponible del compuesto, incluyendo los transportadores y la afinidad de las enzimas para su sustrato.  $\mu$  es la tasa de crecimiento [1/d] e  $Y$  es el rendimiento del crecimiento [ $g_{COD-X}/g_{COD-S_s}$ ]. La fracción biodisponible puede ser modificada según corresponda al contaminante, o puede ser útil para determinar cuál es el compartimiento importante en la biodegradación. Se puede asumir que la fracción biodisponible corresponde sólo a la fracción disuelta libre  $C_f$ , o la fracción acuosa (suma de  $C_f$  y  $C_{DCM}$ , o la suma de todas las fracciones ( $C_f$ ,  $C_p$  y  $C_{DCM}$ )).



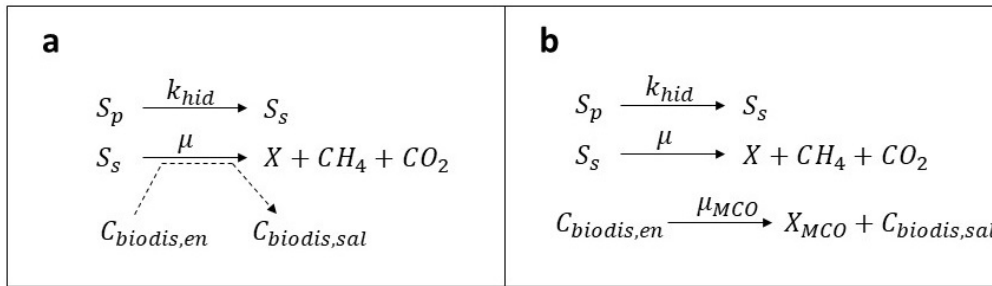


Figura A.3: Esquema ilustrativo de (a) cometabolismo y (b) metabolismo clásico de MOC. Adaptado de [Delgadillo-Mirquez et al., 2011]

# Apéndice B

## Datos de entrada

### B.1. Línea de Aguas

#### B.1.1. Tratamiento Primario

Tabla B.1: Parámetros para modelo en tratamiento primario

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$k_L$	Coefficiente de transferencia de masa fase líquida	$m/d$	57.59	Calculado
$k_G$	Coefficiente de transferencia de masa fase gaseosa	$m/d$	2303	Calculado
$H$	Constante de ley de Henry adimensional	$m^3/m^3$	0.00009	[Lee et al., 1994]
$f_{oc}$	Fracción de carbono orgánico en sólidos primarios	$gC/gSST$	0.597	[Lee et al., 1994]
$\log K_{ow}$	Coefficiente de partición octanol-agua	-	6.200	[Yao et al., 2014]
$K_d^P$	Constante de partición líquido en lodo primario	$m^3/gSSV$	0.596	Calculado

#### B.1.2. Tratamiento Secundario

Tabla B.2: Parámetros para modelo ASM-X en tratamiento secundario

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$k_{Bio,ox}$	Constante de tasa de biotransformación	$\frac{L}{gSST \cdot d}$	0.0041	Calculado
$k_{Bio,an}$	Constante de tasa de biotransformación	$\frac{L}{gSST \cdot d}$	0.0041	Calculado
$K_{d,ox}$	Coefficiente de partición solido-líquido	$\frac{L}{gSST}$	25.11	Calculado
$K_{d,an}$	Coefficiente de partición solido-líquido	$\frac{L}{gSST}$	25.11	Calculado
$k_{Des}$	Tasa de sorción	$L/d$	1	Supuesto
$\eta_{Bio}$	Factor de corrección para la inhibición $S_s$ de la biotransformación	-	1	Supuesto
$K_S$	Coefficiente de afinidad para $S_S$	$mgCOD/L$	10	[Plósz et al., 2010]
$K_O$	Coefficiente de afinidad para $S_O$	$mgO_2/L$	0.2	[Plósz et al., 2010]

Tabla B.3: Parámetros de la PTAS M-T en tratamiento secundario. Parte 2: Concentraciones y proporciones características.

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$S_S^0$	Concentración de sustrato orgánico fácilmente biodegradable de entrada	$mgCOD/L$	408.43	Calculada
$S_O$	Concentración de oxígeno disuelto	$mgO_2/L$	2.1	[AKROS, 2014b]
$F/M$	Razón F/M	$\frac{mgDBO_5}{mgMSV \cdot d}$	0.99	[AKROS, 2014c]
$\frac{SSV^0}{SST}$	Razón entre SSV y SST de entrada a tratamiento secundario	$\%gSSV/gSST$	86.6	[AKROS, 2014c]
$\frac{SSV}{SST}_{Reac}$	Razón entre SSV y SST en reactor	$gSSV/gSST$	0.855	Calculado de [AKROS, 2014c]
$X_v^0$	Concentración de SSV de entrada	$mgSSV/L$	176.8	Calculado
$X_{SSLM}$	Concentración de SSLM	$mgSST/L$	1692	[AKROS, 2014c]
$X_{vSSLM}$	Concentración de SSVLM	$mgSSV/L$	1682.3	Calculado
$X_{SSLM}$	Concentración de SSLM	$mgMS/L$	2692	Calculado
$X_{vSSLM}$	Concentración de SSLM	$mgMSV/L$	2301.7	Calculado
$X^r$	Concentración de SST en recirculación	$mgSST/L$	2525	[AKROS, 2014c]
$X_v^r$	Concentración de SSV en recirculación	$mgSSV/L$	21.59	Calculado
$X_v^s$	Concentración de SSV de salida de clarificador	$mgSSV/L$	15.57	Calculado de [AKROS, 2014c]
$X^s$	Concentración de SST de salida de clarificador	$mgSST/L$	18.00	[AKROS, 2014c]
$X_v^w$	Concentración de SSV en lodo secundario	$mgSSV/L$	2135.82	Calculado
$X^s$	Concentración de SST de salida de clarificador	$mgSST/L$	390.43	Calculado
$r_{DBO_5/DQO}$	Razon entre DBO5 y DQO	$kgDBO_5/kgDQO$	0.41	Calculado

Tabla B.4: Parámetros para modelo ASSM en tratamiento secundario

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$Y$	Yield de crecimiento de organismos heterótrofos	$gSST/gCOD$	0.62	[AKROS, 2014c]
$K_s$	Coefficiente de saturación media del sustrato	$mgCOD/L$	5	[AKROS, 2014c]
$\mu_m$	Tasa de crecimiento máximo de organismos heterótrofos	1/d	3.6	[AKROS, 2014c]
$b$	Constante de descomposición endógena	1/d	0.62	[AKROS, 2014c]
$f_{U-DBO_5}$	Razón entre $DQO$ última y $DBO_5$	$gDBO_u/gDBO_5$	1.47	[Nannig et al., 2008]
$f_{DQO_{BIOD-U}}$	Razón entre $DQO$ biodegradable y $DBO$ última	$gDQO_{bio}/DBO_u$	1.154	[Nannig et al., 2008]

## B.2. Línea de Lodos

### B.2.1. Espesamiento Primario

Tabla B.5: Parámetros de la PTAS M-T en espesamiento primario. Parte 2: Concentraciones y proporciones características

Dato/parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$SSV/SST_{LP}$	Razón entre SSV y SST en lodo primario	$\%gSSV/gSST$	81	[AKROS, 2014c]
$X^s$	Concentración de SST en lodo espesado	$gSST/L$	53	[AKROS, 2014c]
$X^R$	Concentración de SST en retorno de sobrenadante	$gSST/L$	0.246	[AKROS, 2014c]
$X^s$	Concentración de SST en lodo espesado	$gMS/L$	54	Calculado
$X^R$	Concentración de SST en retorno de sobrenadante	$gMS/L$	1.246	Calculado
$\%DCM$	$\%$ de DCM en total de MS	$\%gDCM/gMS$	5	[Delgadillo et al., 2010]
$X^0$	Concentración de SST en lodo de entrada	$gSST/L$	2.96	[AKROS, 2014c]
$X^0$	Concentración de SST en lodo de entrada	$gMS/L$	3.96	Calculado
$X_v^0$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo de entrada	$gSSV/L$	2.349	Calculado
$X_v^R$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en retorno de sobrenadante	$gSSV/L$	0.199	Calculado
$X_v^s$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo de salida	$gSSV/L$	42.93	Calculado
$DCM^0$	Concentración de DCM orgánica en lodo de entrada	$gDCM/L$	0.198	Calculado
$DCM^R$	Concentración de DCM orgánica en retorno de sobrenadante	$gDCM/L$	0.0623	[AKROS, 2014c]
$DCM^s$	Concentración de DCM orgánica en lodo de salida	$gDCM/L$	2.7	Calculado

Tabla B.6: Parámetros de la PTAS M-T en espesamiento primario. Parte 1: Caudales y flujos

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$Q_w^0$	Caudal de lodo primario de entrada	$m^3/d$	30067	[AKROS, 2014c]
$Q_R$	Caudal de retorno de sobrenadante	$m^3/d$	28476	[AKROS, 2014c]
$Q_W^s$	Caudal de lodo primario espesado de salida	$m^3/d$	1583	[AKROS, 2014c]
$F_{X_v}^0$	Flujo de SSV en lodos primarios	$kgSSV/d$	70636	[AKROS, 2014c]

## B.2.2. Pre espesamiento secundario

Tabla B.7: Parámetros de la PTAS M-T en pre espesamiento secundario. Parte 1: Caudales y flujos

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$Q_w^0$	Caudal de lodo secundario de entrada	$m^3/d$	35847	[AKROS, 2014b]
$Q_R$	Caudal de retorno de sobrenadante	$m^3/d$	27405	[AKROS, 2014b]
$Q_W^s$	Caudal de lodo secundario preespesado de salida	$m^3/d$	7914	[AKROS, 2014b]
$F_X^0$	Flujo de SST en lodos primarios	$kgSST/d$	89547	[AKROS, 2014b]

Tabla B.8: Parámetros de la PTAS M-T en pre espesamiento secundario. Parte 2: Concentraciones y proporciones características

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$X^0$	Concentración de SST en lodo de entrada	$gSST/L$	2.498	Calculado
$X^R$	Concentración de SST en retorno de sobrenadante	$gSST/L$	0.246	[AKROS, 2014c]
$X^s$	Concentración de SST en lodo de salida	$gSST/L$	11	[AKROS, 2014c]
$SSV/SST_{LS}$	Razón entre SSV y SST en lodo secundario	$\%gSSV/gSST$	85.5	[AKROS, 2014c]
$X^s$	Concentración de SST en lodo espesado	$gMS/L$	12	Calculado
$X^R$	Concentración de SST en retorno de sobrenadante	$gMS/L$	1.246	Calculado
$X^0$	Concentración de SST en lodo de entrada	$gMS/L$	3.49	Calculado
$\%DCM$	$\%$ de DCM en total de MS	$\%gDCM/gMS$	4	[Delgadillo et al., 2010]
$X_v^0$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo de entrada	$gSSV/L$	2.135	Calculado
$X_v^R$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en retorno de sobrenadante	$gSSV/L$	0.2103	Calculado
$X_v^s$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo de salida	$gSSV/L$	9.405	Calculado
$DCM^0$	Concentración de DCM orgánica en lodo de entrada	$g/L$	0.139	Calculado
$DCM^R$	Concentración de DCM orgánica en retorno de sobrenadante	$g/L$	0.049	Calculado
$DCM^s$	Concentración de DCM orgánica en lodo de salida	$g/L$	0.48	Calculado

Tabla B.9: Parámetros para modelo en pre espesamiento secundario

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$f_{oc}$	Fracción de carbono orgánico en sólidos primarios	$gC/gSST$	0.531	[Lee et al., 1994]
$\log K_{ow}$	Coefficiente de partición octanol-agua	-	6.86	[Katsoyiannis et al., 2006]
$K_d^S$	Constante de partición sólido líquido en lodo primario	$m^3/gSSV$	2.42	Calculado

### B.2.3. Espesamiento Secundario

Tabla B.10: Parámetros de la PTAS M-T en espesamiento secundario. Parte 1: Caudales y flujos

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$Q_w^0$	Caudal de lodo primario de entrada	$m^3/d$	7914	[AKROS, 2014b]
$Q_R$	Caudal de retorno de sobrenadante	$m^3/d$	6375	[AKROS, 2014b]
$Q_W^{s1}$	Caudal de lodo secundario espesado de salida a cámara de mezcla	$m^3/d$	633	[AKROS, 2014b]
$Q_W^{s2}$	Caudal de lodo secundario espesado de salida a HT	$m^3/d$	1016	[AKROS, 2014b]
$F_{total}^0$	Flujo de SST total en sobrenadante de retorno a línea de aguas	$kgSST/d$	8714	[AKROS, 2014b]

Tabla B.11: Parámetros de la PTAS M-T en espesamiento secundario. Parte 2: Concentraciones y proporciones características

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$X^0$	Concentración de SST en lodo de entrada	$gSST/L$	11	[AKROS, 2014c]
$X^R$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en retorno de sobrenadante	$gSST/L$	1.366	Calculado
$X^{s1}$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo de salida a CM	$gSST/L$	37	[AKROS, 2014c]
$X^{s2}$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo de salida a HT	$gSST/L$	58.1	[AKROS, 2014c]

Tabla B.11 continuación de la página previa.

$\frac{SSV}{SST}$	Razón entre SSV y SST en lodo secundario	$\% \frac{gSSV}{gSST}$	85.5	[AKROS, 2014c]
$\%DCM$	$\%$ de DCM en total de MS	$\% \frac{gDCM}{gMS}$	4	[Delgadillo et al., 2010]
$X^0$	Concentración de SST en lodo de entrada	$gMS/L$	12	Calculado
$X^R$	Concentración de SST en retorno de sobrenadante	$gMS/L$	2.366	Calculado
$X^{s1}$	Concentración de SST en lodo espesado a mezcla	$gMS/L$	38	Calculado
$X^{s2}$	Concentración de SST en lodo espesado a HT	$gMS/L$	59.1	Calculado
$X_v^0$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo de entrada	$gSSV/L$	9.405	Calculado
$X_v^R$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en retorno de sobrenadante	$gSSV/L$	1.168	[AKROS, 2014c]
$X_v^{s1}$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo de salida a CM	$gSSV/L$	31.635	Calculado
$X_v^{s2}$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo de salida a HT	$gSSV/L$	49.67	Calculado
$DCM^e$	Concentración de DCM orgánica en lodo de entrada	$g/L$	0.48	Calculado
$DCM^R$	Concentración de DCM orgánica en retorno de sobrenadante	$g/L$	0.0946	Calculado
$DCM^{s1}$	Concentración de DCM orgánica en lodo de salida a CM	$g/L$	1.52	Calculado
$DCM^{s2}$	Concentración de DCM orgánica en lodo de salida a HT	$g/L$	2.364	Calculado

## B.2.4. Cámara de Mezcla

Tabla B.12: Parámetros de la PTAS M-T en mezcla de lodos. Parte 1: Caudales y flujos

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$Q_{w1}^0$	Caudal de lodo primario espesado de entrada	$m^3/d$	1583	[AKROS, 2014c]
$Q_{w2}^0$	Caudal de lodo secundario espesado de entrada	$m^3/d$	633	[AKROS, 2014b]
$Q_w^{30}$	Caudal de lodo hidrolizado de entrada	$m^3/d$	1016	[AKROS, 2014b]
$Q_w^s$	Caudal de lodo mezclado de salida	$m^3/d$	2911	[AKROS, 2014b]

Tabla B.13: Parámetros de la PTAS M-T en mezcla de lodos. Parte 2: Concentraciones y proporciones características.

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$X^{e3}$	Concentración de SST en lodos hidrolizados de entrada	$gSST/L$	57.5	[AKROS, 2014b]
$X_v^{e1}$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos primarios de entrada	$gSSV/L$	42.93	Calculado
$X_v^{e2}$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos secundarios de entrada	$gSSV/L$	31.635	Calculado
$X_v^{e3}$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos hidrolizados de entrada	$gSSV/L$	47.77	Calculado
$X_v^s$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo digerido de salida	$gSSV/L$	42.24	Calculado
$DCM^{e1}$	Concentración de DCM orgánica en lodo primario de entrada	$g/L$	2.7	Calculado
$DCM^{e2}$	Concentración de DCM orgánica en lodo secundario de entrada	$g/L$	1.52	Calculado
$DCM^{e3}$	Concentración de DCM orgánica en lodo hidrolizado de entrada	$g/L$	35.895	Calculado
$DCM^s$	Concentración de DCM orgánica en lodo de salida	$g/L$	12.904	Calculado
$\%DCM$	$\%$ de DCM en total de MS	$\%gDCM/gMS$	4.5	Calculado



## B.2.5. Hidrólisis Térmica

Tabla B.14: Parámetros de la PTAS M-T en hidrólisis térmica.

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$S_{hyd}^{HT}$	Concentración de sustrato solubilizado por hidrólisis	$gCOD/L$	68.781	Calculado
$r_{S_s/DM}$	Razón $S_s/DM$	$gCOD/gDM$	0.0923	[Delgadillo et al., 2010]
$TRH$	Tiempo de retención hidráulica	d	20	[AKROS, 2014c]
$\gamma$	Tasa de DQO por peso para SSV	$gCOD/gSSV$	1.5	[Rittmann and McCarty, 2001]
$h_{hyd}$	Cinética de primer orden de hidrólisis	1/d	0.6	[AKROS, 2014c]

## B.2.6. Digestión Anaeróbica

Tabla B.15: Parámetros de la PTAS M-T en digestión anaeróbica. Parte 2: concentraciones, estequiometría y cinética.

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$X_{Ve}^{DA}$	Concentración de biomasa biodegradable de entrada a digestión anaeróbica	$gSSV/L$	32.04	Calculado
$X_e^{DA}$	Concentración de biomasa total de entrada a digestión anaeróbica	$gSST/L$	41.815	Calculado
$Y$	Rendimiento de crecimiento	$gSSV/gCOD$	0.04	[Rittmann and McCarty, 2001]
$b$	Decaimiento endógeno de primer orden	1/d	0.015	[Rittmann and McCarty, 2001]
$q_{max}$	Tasa específica máxima de utilización de sustrato	$gCOD/gSSV - d$	6.7	[Rittmann and McCarty, 2001]
$h_{hyd}$	Cinética de primer orden de hidrólisis	1/d	0.6	[AKROS, 2014c]
$K_c$	Constante de saturación media del sustrato de crecimiento	$gCOD/L$	2.2	[Rittmann and McCarty, 2001]
$f_{eO_2-BM}$	Factor de conversión para equivalentes de $O_2$ para Biomasa	$gCOD/gSSV$	1.42	[Rittmann and McCarty, 2001]
$\gamma$	Tasa de DQO por peso para SSV	$gCOD/gSSV$	1.5	[Rittmann and McCarty, 2001]

## B.2.7. Deshidratación de Lodos

Tabla B.16: Parámetros de la PTAS M-T en deshidratación de lodos.

Parámetro	Nombre	Unidad	Valor	Referencia
$Q_w^0$	Caudal de lodo de entrada	$m^3/d$	3452	[AKROS, 2014b]
$Q_R$	Caudal de retorno de sobrenadante a tratamiento secundario	$m^3/d$	2935	[AKROS, 2014b]
$Q_W^s$	Caudal de lodo deshidratado de salida	$m^3/d$	514	[AKROS, 2014b]
$F_{MS}^0$	Flujo de MS de entrada	$kg/d$	123239.8	[AKROS, 2014c]
$MS^0$	Concentración de MS de entrada	$g/L$	35.70	Calculada
$Cap_{SST}$	Captura de SST en deshidratado	$\% \frac{SST_{salida}}{SST_{entrada}}$	89.6	[AKROS, 2014c]
$X^0$	Concentración de SST en lodo de entrada	$gSST/L$	34.70	Calculada
$X^R$	Concentración de SST en retorno de sobrenadante a secundario	$gSST/L$	1.3	[AKROS, 2014b]
$X^s$	Concentración de SST en lodo de salida	$gSST/L$	31.09	[AKROS, 2014b]
$\frac{SSV}{SST}$	Razón de SSV respecto a SST en lodo digerido	$\% \frac{kgSSV}{kgSST}$	0.67	Calculada
$\%DCM$	$\%$ de DCM en total de MS	$\% \frac{gDCM}{gMS}$	0.17	Calculada
$X_v^e$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo de entrada	$gSSV/L$	23.14	Calculada
$X_v^R$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en retorno de sobrenadante a secundario	$gSSV/L$	0.87	Calculada
$X_v^s$	Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo de salida	$gSSV/L$	20.73	Calculada
$DCM^e$	Concentración de DCM orgánica en lodo de entrada	$g/L$	5.95	Calculada
$DCM^R$	Concentración de DCM orgánica en retorno de sobrenadante a secundario	$g/L$	0.38	Calculada
$DCM^s$	Concentración de DCM orgánica en lodo de salida	$g/L$	5.35	Calculada

# Apéndice C

## Estructura del Modelo Conceptual

### C.1. Línea de Aguas

#### C.1.1. Tratamiento Primario

##### C.1.1.1. Estructura

#### Balances de masa de procesos modelados

##### Fase disuelta $C$ [ $ng/L$ ]

- **Advección**

$$R_{adv} = Q^0 \cdot C^0 + Q^r \cdot C^r - Q^s \cdot C - Q^w \cdot C \quad (C.1)$$

Donde:

$Q^0$ : Caudal de entrada a clarificación primaria desde tratamiento preliminar [ $m^3/d$ ]

$Q^r$ : Caudal de retorno de aguas desde espesador primario [ $m^3/d$ ]

$Q^s$ : Caudal de salida de clarificación primaria [ $m^3/d$ ]

$Q^w$ : Caudal de lodos primarios [ $m^3/d$ ]

$C^0$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de entrada a clarificación primaria desde tratamiento preliminar [ $ng/L$ ]

$C^r$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de retorno de aguas desde espesador primario [ $ng/L$ ]

$C$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificación primaria [ $ng/L$ ]

- **Sorción**

$$R_{sor} = -Q^s \cdot K_d \cdot C \cdot X_v - Q^w \cdot K_d \cdot C \cdot X_v^w \quad (C.2)$$

Donde:

$Q^s$ : Caudal de salida de clarificación primaria [ $m^3/d$ ]

$Q^w$ : Caudal de lodos primarios [ $m^3/d$ ]

$K_d$ : Constante de partición lineal de PCBs en lodo primario [ $m^3/gSSV$ ]

$C$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificación primaria [ $ng/L$ ]

$X_v$ : Concentración de SSV en caudal de salida de clarificación primaria [ $gSSV/L$ ]

$X_v^w$ : Concentración de SSV en lodos primarios [ $gSSV/L$ ]

- **Volatilización superficial**

$$R_{vol,sup} = -k_L \cdot a_{surf,P} \cdot C \cdot \frac{H'}{H' + (\frac{k_L}{k_G})_{surf}} \quad (C.3)$$

Donde:

$k_L$ : Coeficiente de transferencia de masa fase líquida [ $m/d$ ]

$k_G$ : Coeficiente de transferencia de masa fase gaseosa [ $m/d$ ]

$a_{surf,P}$ : Área superficial específica de transferencia de clarificación primaria [1/m]  
 $C$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificación primaria [ng/L]  
 $H'$ : Constante de ley de Henry adimensional [ $m^3$ de agua residual/ $m^3$ de aire]

**Fase adsorbida  $C_{ad}$ [ng/gSSV]**

• **Advección**

$$R_{adv} = Q^r \cdot C_{ad}^r \cdot X_v^r - Q^s \cdot C_{ad} \cdot X_v^s - Q^w \cdot C_{ad} \cdot X_v^w \quad (C.4)$$

Donde:

$Q^r$ : Caudal de retorno de aguas desde espesador primario [ $m^3$ /d]

$Q^s$ : Caudal de salida de clarificación primaria [ $m^3$ /d]

$Q^w$ : Caudal de lodos primarios [ $m^3$ /d]

$C_{ad}^r$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en caudal de retorno de aguas desde espesador primario [ng/gSSV]

$C_{ad}$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en clarificación primaria [ng/gSSV]

$X_v^r$ : Concentración de SSV en caudal de retorno de aguas desde espesador primario [gSSV/L]

$X_v^s$ : Concentración de SSV en caudal de salida de clarificación primaria [gSSV/L]

$X_v^w$ : Concentración de SSV en lodos primarios [gSSV/L]

**C.1.1.2. Estado inicial**

**Cálculo de  $C^r$ [ng/L]:**

$$C^r = C_{dis}^{EP} + C_{DCM}^{EP} \quad (C.5)$$

Donde:

$C^r$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de retorno de aguas desde espesador primario [ng/L]

$C_{dis}^{EP}$ : Concentración disuelta de PCBs en espesamiento primario [ng/L]

$C_{DCM}^{EP}$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en espesamiento primario [ng/L]

**Cálculo de  $X_v$ [mgSSV/L]:**

$$X_v = \frac{F_X^s \cdot r_{SSV/SST} \cdot 1000 \frac{mg}{g}}{Q_s} \quad (C.6)$$

Donde:

$X_v$ : Concentración de SSV en clarificación primaria [mgSSV/L]

$F_X^s$ : Flujo de SST de salida [kgSST/d]

$r_{SSV/SST}$ : Proporción entre SSV y SST del efluente primario [gSSV/gSST]

$Q^s$ : Caudal de salida de clarificación primaria [ $m^3$ /d]

**Cálculo de  $X_v^w$  [mgSSV/L]:**

$$X_v^w = \frac{F_{X_v}^w}{Q^w} \quad (C.7)$$

Donde:

$X_v^w$ : Concentración de SSV en lodos primarios [mgSSV/L]

$F_{X_v}^w$ : Flujo de SSV en lodos primarios [kgSSV/d]

$Q^w$ : Caudal de lodos primarios [m<sup>3</sup>/d]

**Cálculo de  $a_{surf,p}$  [1/m]:**

$$a_{surf,p} = \frac{A_S}{V_P} \quad (C.8)$$

Donde:

$a_{surf,p}$ : Área superficial específica de transferencia de clarificación primaria [1/m]

$A_S$ : Área superficial total de tratamiento primario [m<sup>2</sup>]

$V_P$ : Volumen total de tratamiento primario [m<sup>3</sup>]

Cálculo de Coeficiente de transferencia de masa fase líquida  $k_L$  [m/d]:

$$k_L = \frac{k'_L}{a_{surf,p}} \quad (C.9)$$

Donde:

$a_{surf,p}$ : Área superficial específica de transferencia de clarificación primaria [1/m]

$k_L$ : Coeficiente de transferencia de masa fase líquida [m/d]

$k'_L$ : Coeficiente de transferencia de masa fase líquida por área de volatilización [1/d]

**Cálculo de  $k_G$  [m/d]:**

$$k_G = \frac{k_L}{r_{k_L/k_G}} \quad (C.10)$$

Donde:

$k_G$ : Coeficiente de transferencia de masa fase gaseosa [m/d]

$k_L$ : Coeficiente de transferencia de masa fase líquida [m/d]

$r_{k_L/k_G}$ : Resistencia de transferencia de masa de líquido a gas para clarificación primaria [–]

**Cálculo de  $K_d$  [m<sup>3</sup>/gSSV]:** Se utiliza la ecuación C.95 presentada por [Lee et al., 1994]. Se asumen los siguientes supuestos:

- Composición de sólidos biológicos representada por  $C_{10}H_{19}O_3N$ . Por lo tanto, se tiene una fracción de carbono orgánico en los sólidos secundarios de  $f_{oc} = 0,597$  [gC/gSólidos] [Lee et al., 1994]
- Coeficiente de partición octanol-agua para deca-congeneres de PCB de  $\log K_{ow} = 6,2$  [–] [Yao et al., 2014]

$$K_d = f_{oc} \cdot 6,3 \cdot 10^{-7} \cdot K_{ow} \quad (C.11)$$

Donde:

$K_d$ : Constante de partición lineal de PCBs en lodo primario

$f_{oc}$ : fracción de carbono orgánico en sólidos primarios [ $gg$  Orgánico/ $gs$  sólidos]

$K_{ow}$ : Coeficiente de partición octanol-agua [ $m^3$  agua/ $m^3$  octanol]

### C.1.1.3. Estado de salida

**Cálculo de  $C_{ad}^s$**

$$C_{ad}^s = K_d \cdot C \cdot X_v + C_{ad} \cdot X_v \quad (C.12)$$

Donde:

$C_{ad}^s$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en caudal de salida de clarificación primaria [ $ng/L$ ]

$K_d$ : Constante de partición lineal de PCBs en lodo primario

$C$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificación primaria [ $ng/L$ ]

$C_{ad}$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en clarificación primaria [ $\frac{ng}{gSSV}$ ]

$X_v$ : Concentración de SSV en caudal de salida de clarificación primaria [ $gSSV/L$ ]

**Cálculo de  $C_{ad}^w$**

$$C_{ad}^w = K_d \cdot C \cdot X_v^w + C_{ad} \cdot X_v^w \quad (C.13)$$

Donde:

$C_{ad}^w$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo primario [ $ng/L$ ]

$K_d$ : Constante de partición lineal de PCBs en lodo primario

$C$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificación primaria [ $ng/L$ ]

$C_{ad}$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en clarificación primaria [ $\frac{ng}{gSSV}$ ]

$X_v^w$ : Concentración de SSV en lodos primarios [ $gSSV/L$ ]

**Cálculo de  $r_{ad}^s$  [%]:**

$$r_{ad}^s = 100 \cdot \frac{C_{ad}^s}{C_T^s} \quad (C.14)$$

Donde:

$r_{ad}$  [%]: Coeficiente de distribución de fase adsorbida en caudal de salida de clarificación primaria

$C_{ad}^s$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en caudal de salida de clarificación primaria [ $ng/L$ ]

$C_T$ : Concentración total de PCBs en caudal de salida de clarificación primaria [ $ng/L$ ]

**Cálculo de  $r_{ad}^w$  [%]:**

$$r_{ad}^w = 100 \cdot \frac{C_{ad}^w}{C_T^w} \quad (C.15)$$

Donde:

$r_{ad}^w$  [%]: Coeficiente de distribución de fase adsorbida en lodo primario

$C_{ad}^w$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en lodo primario [ng/L]

$C_T^w$ : Concentración total de PCBs en lodo primario [ng/L]

**Cálculo de eficiencia en fase disuelta  $\eta_{dis}$  [%]:**

$$C_{dis,T}^0 = C^0 + C^r \quad (C.16)$$

Donde:

$C_{dis,T}^0$ : Concentración total disuelta de PCBs de entrada a clarificación primaria [ng/L]

$C^0$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de entrada a clarificación primaria desde tratamiento preliminar [ng/L]

$C^r$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de retorno de aguas desde espesador primario [ng/L]

$$\eta_{dis} = \left(1 - \frac{C}{C_{dis,T}^0}\right) \cdot 100 \quad (C.17)$$

Donde:

$\eta_{dis}$ : Eficiencia en fase disuelta para tratamiento primario [%]

$C$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificación primaria [ng/L]

$C_{dis,T}^0$ : Concentración disuelta total de PCBs de entrada a clarificación primaria [ng/L]

**Cálculo de eficiencia total  $\eta_{tot}$  [%]:**

$$C_T^0 = C_{dis,T}^0 + C_{ad}^r \quad (C.18)$$

Donde:

$C_T^0$ : Concentración total de PCBs de entrada a clarificación primaria [ng/L]

$C_{dis,T}^0$ : Concentración total disuelta de PCBs de entrada a clarificación primaria [ng/L]

$C_{ad}^r$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en caudal de retorno desde espesamiento primario [ng/L]

$$\eta_{tot} = \left(1 - \frac{C + C_{ad}^s}{C_T^0}\right) \cdot 100 \quad (C.19)$$

Donde:

$\eta_{tot}$ : Eficiencia total para tratamiento primario [%]

$C$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificación primaria [ng/L]

$C_{ad}^s$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en caudal de salida de clarificación primaria [ng/L]

$C_T^0$ : Concentración total de PCBs de entrada a clarificación primaria [ng/L]

## C.1.2. Tratamiento Secundario

### C.1.2.1. Estructura

#### Procesos modelados

## Fase disuelta libre $C_{dis}$

### • Advección

$$R_{adv} = Q^0 \cdot C_{dis}^P + Q_r^D \cdot C_{dis}^D + Q_r^{ES} \cdot C_{dis}^{ES} - Q_w \cdot C_{dis} - Q^s \cdot C_{dis} \quad (C.20)$$

Donde:

$Q^0$ : Caudal de entrada al tanque de aireación desde tratamiento primario [ $m^3/d$ ]

$Q_r^D$ : Caudal de retorno de aguas desde deshidratación de lodos [ $m^3/d$ ]

$Q_r^{ES}$ : Caudal de retorno de aguas desde espesamiento secundario [ $m^3/d$ ]

$C_{dis}^P$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de entrada al tanque de aireación desde tratamiento primario [ $ng/L$ ]

$C_{dis}^D$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de retorno de aguas desde deshidratación de lodos [ $ng/L$ ]

$C_{dis}^{ES}$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de retorno de aguas desde espesamiento secundario [ $ng/L$ ]

$Q^s$ : Caudal de salida del clarificador secundario [ $m^3/d$ ]

$Q_w$ : Caudal de lodos secundarios [ $m^3/d$ ]

$C_{dis}$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificador secundario (equivalente a concentración en efluente) [ $ng/L$ ]

### • Sorción

$$R_{sor} = k_{Des} \cdot (C_{SL} - \frac{C_{dis} \cdot X_{SS}}{S_O + K_O}) \cdot (K_{d,Ox} \cdot S_O + K_{d,An} \cdot K_O) \quad (C.21)$$

Donde:

$k_{Des}$ : Constante de tasa de desorción [ $1/d$ ]

$C_{SL}$ : Concentración adsorbida de PCBs en lodo secundario [ $ng/L$ ]

$C_{dis}$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificador secundario (equivalente a concentración en efluente) [ $ng/L$ ]

$X_{SS}$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en licor de mezcla [ $gSS/L$ ]

$S_O$ : Concentración de oxígeno disuelto en tanque de aireación [ $mgCOD/L$ ]

$K_O$ : Coeficiente de afinidad para  $S_O$  [ $mgO_2/L$ ]

$K_{d,Ox}$ : Coeficiente de partición sólido líquido en condiciones oxidantes [ $L/gSS$ ]

$K_{d,An}$ : Coeficiente de partición sólido líquido en condiciones anaeróbicas [ $L/gSS$ ]

### • Biotransformación

$$R_{bio} = -C_{dis} \cdot X_{SS} \cdot \frac{K_S \cdot \eta_{Bio}}{(K_S + S_S)(S_O + K_O)} \cdot (k_{Bio,ox} \cdot S_O + k_{Bio,An} \cdot K_O) \quad (C.22)$$

Donde;

$C_{dis}$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificador secundario (equivalente a concentración en efluente) [ $ng/L$ ]

$X_{SS}$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en licor de mezcla [ $gSS/L$ ]

$K_S$ : Coeficiente de afinidad para  $S_S$  [ $mgCOD/L$ ]

$\eta_{Bio}$ : Factor de corrección para la inhibición de  $S_S$  en la biotransformación [-]

$S_S$ : Concentración de sustrato orgánico fácilmente biodegradable [ $mgCOD/L$ ]

$S_O$ : Concentración de oxígeno disuelto en tanque de aireación [ $mgCOD/L$ ]

$K_O$ : Coeficiente de afinidad para  $S_O$  [ $mgO_2/L$ ]

$k_{Bio,ox}$ : Constante de tasa de biotransformación en condiciones oxidantes [ $L/gSS - d$ ]

$k_{Bio,an}$ : Constante de tasa de biotransformación en condiciones anaeróbicas [ $L/gSS - d$ ]



## Fase adsorbida $C_{SL}$

- **Advección**

$$R_{adv} = Q^0 \cdot C_{ad}^P + Q_r^D \cdot C_{ad}^D + Q_r^{ES} \cdot C_{ad}^{ES} - Q_w \cdot C_{SL} - Q^s \cdot K_d \cdot C_{dis} \cdot X^s \quad (C.23)$$

Donde:

$Q^0$ : Caudal de entrada al tanque de aireación desde tratamiento primario [ $m^3/d$ ]

$Q_r^D$ : Caudal de retorno de aguas desde deshidratación de lodos [ $m^3/d$ ]

$Q_r^{ES}$ : Caudal de retorno de aguas desde espesamiento secundario [ $m^3/d$ ]

$Q^s$ : Caudal de salida del clarificador secundario [ $m^3/d$ ]

$Q_w$ : Caudal de lodos secundarios [ $m^3/d$ ]

$C_{ad}^P$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en caudal de entrada al tanque de aireación desde tratamiento primario [ $ng/L$ ]

$C_{ad}^D$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en caudal de retorno de aguas desde deshidratación de lodos [ $ng/L$ ]

$C_{ad}^{ES}$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en caudal de retorno de aguas desde espesamiento secundario [ $ng/L$ ]

$C_{SL}$ : Concentración adsorbida de PCBs en lodo secundario [ $ng/L$ ]

$K_d$ : Coeficiente de partición sólido líquido en condiciones oxidantes [ $L/gSS$ ]

$C_{dis}$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificador secundario (equivalente a concentración en effluente) [ $ng/L$ ]

$X^s$ : Concentración de sólidos suspendidos en caudal de salida de clarificación secundaria [ $gSST/L$ ]

- **Sorción**

$$R_{sor} = k_{Des} \cdot \left( -C_{SL} + \frac{C_{dis} \cdot X_{SS}}{S_O + K_O} \right) \cdot (K_{d,Ox} \cdot S_O + K_{d,An} \cdot K_O) \quad (C.24)$$

Donde:

$k_{Des}$ : Constante de tasa de desorción [ $1/d$ ]

$C_{dis}$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificador secundario (equivalente a concentración en effluente) [ $ng/L$ ]

$C_{SL}$ : Concentración adsorbida de PCBs en lodo secundario [ $ng/L$ ]

$X_{SS}$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en licor de mezcla [ $gSS/L$ ]

$S_O$ : Concentración de oxígeno disuelto en tanque de aireación [ $mgCOD/L$ ]

$K_O$ : Coeficiente de afinidad para  $S_O$  [ $mgO_2/L$ ]

$K_{d,Ox}$ : Coeficiente de partición sólido líquido en condiciones oxidantes [ $L/gSS$ ]

$K_{d,An}$ : Coeficiente de partición sólido líquido en condiciones anaeróbicas [ $L/gSS$ ]

### C.1.2.2. Estado inicial

**Cálculo de  $k_{Bio,an}$  [ $L/gSS - d$ ]:** A partir de una tasa de biotransformación  $k'_{Bio,an}$  [ $1/d$ ] [Karakas and Imamoglu, 2017] se estima la constante en unidades [ $L/gSS - d$ ] a través de la expresión C.25 presentada en [Pomiès et al., 2013]. Cabe estacar que se considera a la biomasa activa equivalente a la concentración de  $SST$ :

$$k_{Bio,an} = \frac{k'_{Bio,an}}{X \cdot \frac{1g}{1000mg}} = \frac{k'_{Bio,an}}{X_{SS} \cdot \frac{1g}{1000mg}} \quad (C.25)$$

Donde:

- $k_{Bio,an}$ : Constante de tasa de biotransformación en condiciones anaeróbicas [ $L/gSS - d$ ]  
 $k'_{Bio,an}$ : Constante original de tasa de biotransformación en condiciones anaeróbicas [ $1/d$ ]  
 $X$ : Concentración de biomasa activa en licor de mezcla [ $mg/L$ ]  
 $X_{SS}$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en licor de mezcla [ $gSS/L$ ]

**Cálculo de  $Q^0$  [ $m^3/s$ ]:**

$$Q^0 = \frac{(Q^r + Q^w) - Q^w}{\frac{Q^r}{Q_m}} \quad (C.26)$$

Donde:

- $Q^0$ : Caudal de entrada a tratamiento secundario. Incluye retornos de línea de lodos [ $m^3/d$ ]  
 $Q^r + Q^w$ : Suma de caudal de recirculación y caudal de purga de lodos. Esta suma se presenta en [AKROS, 2014b] [ $m^3/d$ ]  
 $Q^w$ : Caudal de purga de lodos secundarios [ $m^3/d$ ]  
 $\frac{Q^r}{Q_m}$ : Proporción entre caudal de recirculación de lodos y caudal medio anual de entrada al tratamiento secundario [ $m^3/d$ ]

**Cálculo de  $Q^s$  [ $m^3/s$ ]:**

$$Q^s = TS \cdot A_{sed} \quad (C.27)$$

Donde:

- $Q^s$ : Caudal de salida de sedimentación secundaria [ $m^3/d$ ]  
 $TS$ : Tasa superficial de decantación en sedimentación secundaria [ $m/d$ ]  
 $A_{sed}$ : Superficie de sedimentación de sedimentación secundaria [ $m^2$ ]

**Cálculo de  $Q^r$  [ $m^3/s$ ]:**

$$Q^r = (Q^r + Q^w) - Q^w \quad (C.28)$$

Donde:

- $Q^r$ : Caudal de recirculación de lodos en tratamiento secundario [ $m^3/d$ ]  
 $Q^r + Q^w$ : Suma de caudal de recirculación y caudal de purga de lodos. Esta suma se presenta en [AKROS, 2014b] [ $m^3/d$ ]  
 $Q^w$ : Caudal de purga de lodos secundarios [ $m^3/d$ ]

**Cálculo de  $C_{ad}^{ES}$  [ $ng/L$ ]:** Se asume como la concentración en fase líquida total, es decir, la suma de la fase disuelta más la fase adsorbida a material DCM que proviene en el flujo de retorno desde el espesador secundario.

$$C_{dis}^{ES} = C_{dis}^{s,ES} + C_{DCM}^{ES} \quad (C.29)$$

Donde:

- $C_{dis}^{ES}$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de entrada al tanque de aireación desde espesamiento secundario [ $ng/L$ ]

$C_{dis}^{s,ES}$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de retorno del espesamiento secundario [ng/L]  
 $C_{DCM}^{ES}$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en caudal de retorno del espesamiento secundario [ng/L]

**Cálculo de  $C_{dis}^D$  [ng/L]:** Se asume como la concentración en fase líquida total, es decir, la suma de la fase disuelta más la fase adsorbida a material DCM que proviene en el flujo de retorno desde deshidratación.

$$C_{dis}^D = C_{dis}^{s,D} + C_{DCM} \quad (C.30)$$

Donde:

$C_{dis}^D$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de entrada al tanque de aireación desde deshidratado de lodos [ng/L]

$C_{dis}^{s,D}$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de retorno del deshidratado de lodos [ng/L]

$C_{DCM}^D$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en caudal de retorno del deshidratado de lodos [ng/L]

**Cálculo de  $C_{ad}^P$  [ng/L]:** Esta corresponde a la suma de dos aportes. El primero corresponde a lo proveniente desde la fase disuelta libre, mientras que la segunda corresponde al aporte del retorno del espesamiento de lodos primarios. Cabe destacar que se hace el supuesto de que la fase adsorbida a material particulado de PCBs es nula en el flujo de aguas de entrada al tratamiento primario.

$$C_{ad}^P = K_d \cdot X_v \cdot C + C_{ad}^s \quad (C.31)$$

Donde:

$C_{ad}^P$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en caudal de entrada al tanque de aireación desde tratamiento primario [ng/L]

$K_d$ : Constante de partición lineal de PCBs en lodo primario [ $m^3/gSSV$ ]

$X_v$ : Concentración de SSV en efluente de tratamiento primario [ $gSSV/L$ ]

$C$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificación primaria [ng/L]

$C_{ad}^s$ : Concentración permanente adsorbida a material particulado de PCBs en caudal de entrada al tanque de aireación desde tratamiento primario [ng/L]

**Cálculo de  $C_{SL}^{ES}$  [ng/L]:**

$$C_{ad}^{ES} = C_{part} \cdot X_v^R \quad (C.32)$$

Donde:

$C_{ad}^{ES}$ : Concentración adsorbida de PCBs en caudal de entrada al tanque de aireación desde espesamiento secundario [ng/L]

$C_{part}$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs por masa de sólidos en espesador secundario [ng/gSSV]

$X_v^r$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en sobrenadante de retorno a tratamiento primario [gSSV/L]

**Cálculo de  $C_{SL}^D$  [ng/L]:**

$$C_{ad}^D = C_{part} \cdot X_v^R \quad (C.33)$$

Donde:

$C_{ad}^{ES}$ : Concentración adsorbida de PCBs en caudal de entrada al tanque de aireación desde deshidratación de lodos [ng/L]

$C_{part}$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs por masa de sólidos en deshidratación de lodos [ng/gSSV]

$X_v^r$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en sobrenadante de retorno a tratamiento primario [gSSV/L]

**Cálculo de  $K_{d,Ox}$  [L/gSS]:** Este parámetro se obtiene a través de una conversión de unidades del valor original de referencia [Barret et al., 2010c]. Cabe destacar que se asume que la concentración de carbono orgánico particulado (POC) corresponde equivalentemente a los SST.

$$\log K_{d,Ox} = 4,4[\text{Barret et al., 2010c}] \Rightarrow K_{d,Ox} = 10^{4,4} \left[ \frac{mL}{gPOC} \right] \cdot \left[ \frac{1L}{1000mL} \right] \quad (C.34)$$

Donde:

$K_{d,Ox}$ : Coeficiente de partición sólido líquido en condiciones oxidantes

**Cálculo de  $S_S$  [mgCOD/L]:** Para estimar el estado inicial de esta variable de estado se hace uso de la información disponible en [AKROS, 2014a, AKROS, 2014b, AKROS, 2014c]. Las unidades de esta variable son concentración de equivalentes de oxígeno [mgCOD/L] [Polesel, 2016], mientras que la planta mide la  $DBO_5$  [AKROS, 2014b]. Por lo anterior se utilizan factores de conversión según [Nannig et al., 2008].

$$F_{DBO_5} = \frac{F_{SST}^w}{P x_{purgados}} \quad (C.35)$$

Donde:

$F_{DBO_5}$ : Carga de  $DBO_5$  de entrada a reactor biologico [kg $DBO_5$ /d]

$F_{SST}^w$ : Flujo de SST en descarte de lodos [kgSST/d].  $P x_{purgados}$ : Producción de lodos purgados respecto a carga afluyente de materia orgánica [kgSST/kg $DBO_5$ ]

$$S_S = \frac{F_{DBO_5}}{Q^0} \cdot f_{U-DBO_5} \cdot f_{DQO_{BIOD-U}} \quad (C.36)$$

Donde:

$S_S^0$ : Concentración de sustrato orgánico fácilmente biodegradable en la entrada a reactor biológico [mgCOD/L]

$F_{DBO_5}$ : Carga de  $DBO_5$  de entrada a reactor biologico [kg $DBO_5$ /d]

$Q^0$ : Caudal de entrada al tanque de aireación (suma de las 3 entradas) [m<sup>3</sup>/d]

$f_{U-DBO_5}$ : Razón entre Demanda Biológica de Oxígeno última ( $DBO_u$ ) y Demanda Biológica de Oxígeno al quinto día ( $DBO_5$ ) g $DBO_u$ /g $DBO_5$

$f_{DQO_{BIOD-U}}$ : Razón entre Demanda Química de Oxígeno biodegradable ( $DQO_{bio}$ ) y Demanda Biológica de Oxígeno última ( $DBO_u$ ) [g $DQO_{bio}$ /g $DBO_u$ ]

**Cálculo de  $X_V[gSSV/L]$ :** Se hace uso de la concentración de Sólidos Suspendidos Totales en el licor de mezcla promedio para el año 2013 [AKROS, 2014b] y de la razón entre los  $SSV$  y los  $SST$ , estimada para un reactor como el promedio anual para el año 2013 [AKROS, 2014b].

$$X_V = X \cdot r_{SSV/SST} \quad (C.37)$$

Donde:

$X_V$ : Concentración de sólidos suspendidos volátiles en licor de mezcla [ $gSSV/L$ ]

$X$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en licor de mezcla [ $gSST/L$ ]

$r_{SSV/SST}$ : Razón o proporción entre los  $SSV$  y los  $SST$  [ $gSSV/gSST$ ] en reactores biológicos.

**Cálculo de  $X_V^r[gSSV/L]$ :**

$$X_V^r = X^r \cdot r_{SSV/SST} \quad (C.38)$$

Donde:

$X_V^r$ : Concentración de sólidos suspendidos volátiles en lodo de recirculación [ $gSSV/L$ ]

$X^r$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en lodo de recirculación [ $gSST/L$ ]

$r_{SSV/SST}$ : Razón o proporción entre los  $SSV$  y los  $SST$  [ $gSSV/gSST$ ] en reactores biológicos.

**Cálculo de  $X[gSSV/L]$ : ASSM (Activated Sludge Simple Model)** . Para la estimación del parámetro  $X$  (concentración de biomasa activa en el reactor biológico) se hace uso del Modelo Simple de Lodos Activados de [Nannig et al., 2008].

Los supuestos importantes para la aplicación de este modelo son:

- Reactor aeróbico de mezcla completa en estado estacionario
- $DBO_5$  como sustrato único
- Se considera sólo la cuantificación de los organismos heterótrofos (se desprecia la concentración de organismos autótrofos nitrificantes y se modela un proceso estrictamente aeróbico en el que no se desarrollan organismos que permiten extra asimilación de fósforo, PAOs)
- Biomasa activa afluyente nula
- Volumen de sedimentación secundaria despreciable frente al volumen de reacción biológica

Las ecuaciones a utilizar son:

$$X = \frac{Y \cdot \theta_c \cdot (S^0 - S)}{\theta \cdot (1 + b \cdot \theta_c)} \quad (C.39)$$

Donde:

$X$ : Concentración Biomasa heterótrofa activa en el reactor, expresada como Sólidos Suspendidos Volátiles (SSVLM) [ $mgSSV/L$ ]

$Y$ : Coeficiente de producción (Yield), razón entre la masa de células formadas y la masa de sustrato consumido [ $mgBiomasa/mgsustrato$ ]

$\theta_c$ : = Edad del Lodo o Tiempo de Retención de Sólidos (SRT por sus sigla en inglés) [d]

$S^0$ : Concentración sustrato afluyente [ $mgsustrato/L$ ]

$S$ : Concentración sustrato soluble en el reactor (efluente) [ $mg_{sustrato}/L$ ]  
 $b$ : Constante de descomposición endógena [1/d]

$$S = \frac{K_s \cdot (1 + b \cdot \theta_c)}{\theta \cdot (\mu_m - b) - 1} \quad (C.40)$$

Donde:

$S$ : Concentración sustrato soluble en el reactor (efluente) [ $mg_{sustrato}/L$ ]  
 $K_s$ : Constante de velocidad media, concentración del sustrato para la mitad de la tasa máxima de crecimiento [ $mg_{sustrato}/l$ ]  
 $b$ : Constante de descomposición endógena [1/d]  
 $\theta_c$ : Edad del Lodo o Tiempo de Retención de Sólidos (SRT por sus sigla en inglés) [d]  
 $\theta$ : Tiempo de Retención Hidráulico ( $= V/Q$ ) [d]  
 $\mu_m$ : Tasa de crecimiento específico máximo de la Biomasa [1/d]

$$X^r = \frac{X}{r} \cdot (1 + r - \frac{\theta}{\theta_c}) \quad (C.41)$$

Donde:

$X^r$ : Concentración de Biomasa activa en el lodo purgado [ $mg/l$ ]  
 $X$ : Concentración Biomasa heterótrofa activa en el reactor, expresada como Sólidos Suspendidos Volátiles (SSVLM) [ $mgSSV/l$ ]  
 $r$ : Razón de recirculación ( $= Q_r/Q$ ) [-].  
 $\theta$ : Tiempo de Retención Hidráulico ( $= V/Q$ ) [d]  
 $\theta_c$ : Edad del Lodo o Tiempo de Retención de Sólidos (SRT por sus sigla en inglés) [d]

$$X_{vi} = X_{vi}^0 \cdot \frac{\theta_c}{\theta} + f \cdot b \cdot X \cdot \theta_c \quad (C.42)$$

Donde:

$X_{vi}$ : Concentración de Sólidos Suspendidos Volátiles Inertes [ $mgSSV/L$ ]  
 $X_{vi}^0$ : Concentración de Sólidos Suspendidos Volátiles Inertes en el afluente [ $mgSSV/L$ ]  
 $\theta_c$ : Edad del Lodo o Tiempo de Retención de Sólidos (SRT por sus sigla en inglés) [d]  
 $\theta$ : Tiempo de Retención Hidráulico ( $= V/Q$ ) [d]  
 $f$ : Fracción de la Biomasa que permanece como residuo celular inerte [-]  
 $b$ : Constante de descomposición endógena [1/d]  
 $\theta_c$ : Edad del Lodo o Tiempo de Retención de Sólidos (SRT por sus sigla en inglés) [d]  
 $X$ : Concentración Biomasa heterótrofa activa en el reactor, expresada como Sólidos Suspendidos Volátiles (SSVLM) [ $mgSSV/l$ ]  
 $\theta_c$ : Edad del Lodo o Tiempo de Retención de Sólidos (SRT por sus sigla en inglés) [d]

$$X_v = X + X_{vi} \quad (C.43)$$

Donde:

$X_v$ : Concentración de Sólidos Suspendidos Volátiles Totales [ $mgSSV/L$ ]  
 $X$ : Concentración Biomasa heterótrofa activa en el reactor, expresada como Sólidos Suspendidos Volátiles (SSVLM) [ $mgSSV/l$ ]  
 $X_{vi}$ : Concentración de Sólidos Suspendidos Volátiles Inertes [ $mgSSV/L$ ]

### C.1.2.3. Estado de salida

#### Cálculo de $C_{ad}^s$

$$C_{ad}^s = C_{dis}^s \cdot K_d \cdot X^s \quad (C.44)$$

Donde:

$C_{ad}^s$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en caudal de salida de clarificación secundaria [ $ng/L$ ]

$C_{dis}^s$ : Concentración disuelta libre de PCBs en caudal de salida de clarificación secundaria [ $ng/L$ ]

$K_d$ : Coeficiente de partición sólido líquido en condiciones oxidantes [ $L/gSS$ ]

$X^s$ : Concentración de sólidos suspendidos en caudal de salida de clarificación secundaria [ $gSST/L$ ]

#### Cálculo de $r_{ad}^s$ [%]:

$$r_{ad}^s = 100 \cdot \frac{C_{ad}^s}{C_T^s} \quad (C.45)$$

Donde:

$r_{ad}$  [%]: Coeficiente de distribución de fase adsorbida en caudal de salida de clarificación secundaria

$C_{ad}^s$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en caudal de salida de clarificación secundaria [ $ng/L$ ]

$C_T$ : Concentración total de PCBs en caudal de salida de clarificación secundaria [ $ng/L$ ]

#### Cálculo de $r_{ad}^w$ [%]:

$$r_{ad}^w = 100 \cdot \frac{C_{ad}^w}{C_T^w} \quad (C.46)$$

Donde:

$r_{ad}^w$  [%]: Coeficiente de distribución de fase adsorbida en lodo secundario

$C_{ad}^w$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en lodo secundario [ $ng/L$ ]

$C_T^w$ : Concentración total de PCBs en lodo secundario [ $ng/L$ ]

#### Cálculo de eficiencia en fase disuelta $\eta_{dis}$ [%]:

$$C_{dis,T}^0 = C_{dis}^P + C_{dis}^{ES} + C_{dis}^D \quad (C.47)$$

Donde:

$C_{dis,T}^0$ : Concentración disuelta total de PCBs de entrada a reactor biológico [ $ng/L$ ]

$C_{dis}^P$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de entrada al tanque de aireación desde tratamiento primario [ $ng/L$ ]

$C_{dis}^{ES}$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de retorno de aguas desde espesamiento secundario [ $ng/L$ ]

$C_{\text{dis}}^D$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de retorno de aguas desde deshidratación de lodos [ $ng/L$ ]

$$\eta_{\text{dis}} = \left(1 - \frac{C_{\text{dis}}}{C_{\text{dis},T}^0}\right) \cdot 100 \quad (\text{C.48})$$

Donde:

$\eta_{\text{dis}}$ : Eficiencia en fase disuelta para tratamiento secundario [%]

$C_{\text{dis}}$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificador secundario (equivalente a concentración en efluente) [ $ng/L$ ]  
 $C_{\text{dis},T}^0$ : Concentración disuelta total de PCBs de entrada a reactor biológico [ $ng/L$ ]

**Cálculo de eficiencia total  $\eta_{\text{tot}}$  [%]:**

$$C_{\text{ad},T}^0 = C_{\text{ad}}^P + C_{\text{ad}}^D + C_{\text{ad}}^{ES} \quad (\text{C.49})$$

Donde:

$C_{\text{ad},T}^0$ : Concentración adsorbida a material suspendido total de PCBs de entrada a reactor biológico [ $ng/L$ ]

$C_{\text{ad}}^P$ : Concentración adsorbida a material suspendido total de PCBs en caudal de entrada al tanque de aireación desde tratamiento primario [ $ng/L$ ]

$C_{\text{ad}}^D$ : Concentración adsorbida a material suspendido total de PCBs en caudal de retorno de aguas desde deshidratación de lodos [ $ng/L$ ]

$C_{\text{ad}}^{ES}$ : Concentración adsorbida a material suspendido total de PCBs en caudal de retorno de aguas desde espesamiento secundario [ $ng/L$ ]

$$C_T^0 = C_{\text{dis},T}^0 + C_{\text{ad},T}^0 \quad (\text{C.50})$$

Donde:

$C_T^0$ : Concentración total de PCBs de entrada a reactor biológico [ $ng/L$ ]

$C_{\text{dis},T}^0$ : Concentración disuelta total de PCBs de entrada a reactor biológico [ $ng/L$ ]

$C_{\text{ad},T}^0$ : Concentración adsorbida a material suspendido total de PCBs de entrada a reactor biológico [ $ng/L$ ]

$$\eta_{\text{tot}} = \left(1 - \frac{C_{\text{dis}} + C_{\text{ad}}}{C_T^0}\right) \cdot 100 \quad (\text{C.51})$$

Donde:

$\eta_{\text{tot}}$ : Eficiencia total para tratamiento secundario [%]

$C_{\text{dis}}$ : Concentración disuelta de PCBs en clarificación secundaria (equivalente a concentración en efluente) [ $ng/L$ ]

$C_{\text{ad}}$ : Concentración adsorbida de PCBs en clarificación secundaria (equivalente a concentración en efluente) [ $ng/L$ ]

$C_T^0$ : Concentración total de PCBs de entrada a reactor biológico [ $ng/L$ ]

### C.1.3. Efluente línea de aguas

#### C.1.3.1. Estructura

#### Procesos modelados



### Fase disuelta $C_{dis}$

$$R_{adv} = Q^0 \cdot C_{dis}^{TS} + Q_r^{PES} \cdot C_{dis}^{PES} - Q^s \cdot C_{dis} \quad (C.52)$$

Donde:

$Q^0$ : Caudal de entrada a desinfección desde tratamiento secundario [ $m^3/d$ ]

$Q_r^{PES}$ : Caudal de retorno de aguas desde pre espesamiento secundario [ $m^3/d$ ]

$Q^s$ : Caudal de salida de planta de tratamiento [ $m^3/d$ ]

$C_{dis}^{TS}$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de entrada a desinfección desde tratamiento secundario [ $ng/L$ ]

$C_{dis}^{PES}$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de retorno de aguas desde pre espesamiento secundario [ $ng/L$ ]

$C_{dis}$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de salida de planta de tratamiento [ $ng/L$ ]

### Fase adsorbida a material suspendido $C_{ad}$

$$R_{adv} = Q^0 \cdot C_{ad}^{TS} \cdot X^0 + Q_r^{PES} \cdot C_{ad}^{PES} \cdot X^{PES} - Q^s \cdot C_{ad}^s \cdot X^s \quad (C.53)$$

Donde:

$Q^0$ : Caudal de entrada a desinfección desde tratamiento secundario [ $m^3/d$ ]

$Q_r^{PES}$ : Caudal de retorno de aguas desde pre espesamiento secundario [ $m^3/d$ ]

$Q^s$ : Caudal de salida de planta de tratamiento [ $m^3/d$ ]

$C_{ad}^{TS}$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en caudal de entrada a desinfección desde tratamiento secundario [ $ng/gSST$ ]

$C_{ad}^{PES}$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en caudal de retorno de aguas desde pre espesamiento secundario [ $ng/gSST$ ]

$C_{ad}^s$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en caudal de salida de planta de tratamiento [ $ng/gSST$ ]

$X^0$ : Concentración de sólidos suspendidos en caudal de entrada a desinfección desde tratamiento secundario [ $gSST/L$ ]

$X^{PES}$ : Concentración de sólidos suspendidos en caudal de retorno de aguas desde pre espesamiento secundario [ $gSST/L$ ]

$X^s$ : Concentración de sólidos suspendidos en caudal de salida de planta de tratamiento [ $gSST/L$ ]

#### C.1.3.2. Estado inicial

**Cálculo de  $C_{dis}^{PES}$  [ $ng/L$ ]:**

$$C_{dis}^{PES} = C_{dis}^r + C_{DCM}^r \cdot X_{DCM}^r \quad (C.54)$$

Donde:

$C_{dis}^{PES}$ : Concentración disuelta total de PCBs en caudal de retorno de aguas desde pre espesamiento secundario [ $ng/L$ ]

$C_{dis}^r$ : Concentración disuelta libre de PCBs en caudal sobrenadante de retorno desde pre espesamiento secundario [ $ng/L$ ]

$C_{DCM}^r$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en caudal sobrenadante de retorno desde

pre espesamiento secundario [ $ng/L$ ]

$X_{DCM}^r$ : Concentración de DCM orgánicos en caudal sobrenadante de retorno desde pre espesamiento secundario [ $gDCM/L$ ]

**Cálculo de  $X^0[gSST/L]$ :** Basándose en el cálculo del tiempo de retención de sólidos presentado por [Nannig et al., 2008] se tiene la ecuación C.55 para la concentración de SST en el efluente del tratamiento secundario.

$$X^s = \frac{V \cdot X - \theta_c \cdot Q^w \cdot X^r}{\theta_c \cdot Q^s} \quad (C.55)$$

Donde:

$X^s$ : Concentración de sólidos suspendidos en caudal de salida de tratamiento secundario (equivalente a entrada a desinfección) [ $gSST/L$ ]

$V$ : Volumen de clarificación secundaria [ $m^3$ ]

$X$ : Concentración de SST en licor de mezcla [ $gSST/L$ ]

$\theta_c$ : Tiempo de retención de sólidos [d]

$Q^w$ : Caudal de lodos secundarios [ $m^3/d$ ]

$X^r$ : Concentración de SST en lodo secundario [ $gSST/L$ ]

$Q^s$ : Caudal de salida de tratamiento secundario (equivalente a entrada a desinfección) [ $m^3/d$ ]

**Cálculo de  $X^s[gSST/L]$ :** Realizando un balance de masa para los SST en el efluente de la línea de aguas se obtiene la ecuación C.56 para determinar la concentración de SST de salida.

$$X^s = \frac{Q^0 \cdot X^0 + Q_r^{PES} \cdot X^{PES}}{Q^0 + Q_r^{PES}} \quad (C.56)$$

Donde:

$X^s$ : Concentración de sólidos suspendidos en caudal de salida de planta de tratamiento [ $gSST/L$ ]

$Q^0$ : Caudal de entrada a desinfección desde tratamiento secundario [ $m^3/d$ ]

$X^0$ : Concentración de sólidos suspendidos en caudal de entrada a desinfección desde tratamiento secundario [ $gSST/L$ ]

$Q_r^{PES}$ : Caudal de retorno de aguas desde pre espesamiento secundario [ $m^3/d$ ]

$X^{PES}$ : Concentración de sólidos suspendidos en caudal de retorno de aguas desde pre espesamiento secundario [ $gSST/L$ ]

### C.1.3.3. Estado de salida

**Cálculo de  $C_{ad}[ng/L]$ :**

$$C_{ad} = C_{ad}^s \cdot X^s \quad (C.57)$$

Donde:

$C_{ad}$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en efluente de la planta [ $ng/L$ ]

$C_{ad}^s$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en efluente de la planta [ $\frac{ng}{SST}$ ]

$X^s$ : Concentración de SST en efluente de la planta [ $gSST/L$ ]

**Cálculo de  $r_{ad}$  [%]:**

$$r_{ad} = 100 \cdot \frac{C_{ad}}{C_T} \quad (C.58)$$

Donde:

$r_{ad}$  [%]: Coeficiente de distribución de fase adsorbida en efluente de la planta

$C_{ad}$ : Concentración adsorbida a material suspendido de PCBs en efluente de la planta [ng/L]

$C_T$ : Concentración total de PCBs en efluente de la planta [ng/L]

**Cálculo de  $\eta_{dis}$  [%] :**

$$\eta_{dis} = \left(1 - \frac{C_{dis}}{C_{dis,T}^0}\right) \cdot 100 \quad (C.59)$$

Donde:

$\eta_{dis}$ : Eficiencia en fase disuelta para línea de aguas [%]

$C_{dis}$ : Concentración disuelta de PCBs en caudal de salida de planta de tratamiento [ng/L]

$C_{dis,T}^0$ : Concentración disuelta total de PCBs de entrada a planta de tratamiento [ng/L]

**Cálculo de  $\eta_{tot}$  [%]:**

$$\eta_{tot} = \left(1 - \frac{C_T}{C_T^0}\right) \cdot 100 \quad (C.60)$$

Donde:

$\eta_{tot}$ : Eficiencia total para línea de aguas [%]

$C_T$ : Concentración total de PCBs en efluente de la planta [ng/L]

$C_T^0$ : Concentración total de PCBs de entrada a planta de tratamiento [ng/L]

## C.2. Línea de Lodos

### C.2.1. Espesadores y mezcla de lodos

#### C.2.1.1. Estructura

#### Procesos modelados

##### Espesador Primario

- Fase disuelta  $C_{dis}$

$$R_{adv,dis}^{EP} = Q_w^0 \cdot C_{dis}^0 - Q^r \cdot C_{dis} - Q_w^s \cdot C_{dis} \quad (C.61)$$

Donde:

$Q_w^0$ : Caudal de lodos primarios de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q^r$ : Caudal de sobrenadante de retorno a tratamiento primario [ $m^3/d$ ]

$Q_w^s$ : Caudal de lodos primarios espesados de salida [ $m^3/d$ ]

$C_{dis}^0$ : Concentración disuelta libre de PCBs en lodos primarios de entrada [ng/L]

$C_{dis}$ : Concentración disuelta libre de PCBs en lodos primarios espesados [ng/L]

- **Fase adsorbida a material particulado**  $C_{part}$

$$R_{adv,part}^{EP} = Q_w^0 \cdot C_{part}^0 \cdot X_v^0 - Q^r \cdot C_{part} \cdot X_v^r - Q_w^s \cdot C_{part} \cdot X_v^s \quad (C.62)$$

Donde:

$Q_w^0$ : Caudal de lodos primarios de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q^r$ : Caudal de sobrenadante de retorno a tratamiento primario

$Q_w^s$ : Caudal de lodos primarios espesados de salida [ $m^3/d$ ]

$C_{part}^0$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos primarios de entrada [ $ng/gSSV$ ]

$C_{part}$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos primarios espesados de salida [ $ng/gSSV$ ]

$X_v^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos primarios de entrada [ $gSSV/L$ ]

$X_v^r$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en sobrenadante de retorno a tratamiento primario [ $gSSV/L$ ]

$X_v^s$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos primarios espesados de salida [ $gSSV/L$ ]

- **Fase adsorbida a material disuelto y coloidal**  $C_{DCM}$

$$R_{adv,DCM}^{EP} = Q_w^0 \cdot C_{DCM}^0 \cdot X_{DCM}^0 - Q^r \cdot C_{DCM} \cdot X_{DCM}^r - Q_w^s \cdot C_{DCM} \cdot X_{DCM}^s \quad (C.63)$$

Donde:

$Q_w^0$ : Caudal de lodos primarios de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q^r$ : Caudal de sobrenadante de retorno a tratamiento primario

$Q_w^s$ : Caudal de lodos primarios espesados de salida [ $m^3/d$ ]

$C_{DCM}^0$ : Concentración adsorbida a DCM en lodos primarios de entrada [ $ng/gDCM$ ]

$C_{DCM}$ : Concentración adsorbida a DCM en lodos primarios espesados de salida [ $\frac{ng}{gDCM}$ ]

$X_{DCM}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos primarios de entrada [ $gDCM/L$ ]

$X_{DCM}^r$ : Concentración de DCM orgánicos en sobrenadante de retorno a tratamiento primario [ $gDCM/L$ ]

$X_{DCM}^s$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos primarios espesados de salida [ $\frac{gDCM}{L}$ ]

## Pre espesador Secundario

- **Fase disuelta**  $C_{dis}$

$$R_{adv,dis}^{PES} = Q_w^0 \cdot C_{dis}^0 - Q^r \cdot C_{dis} - Q_w^s \cdot C_{dis} \quad (C.64)$$

Donde:

$Q_w^0$ : Caudal de lodos secundarios de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q^r$ : Caudal de sobrenadante de retorno a línea de aguas

$Q_w^s$ : Caudal de lodos secundarios pre espesados de salida [ $m^3/d$ ]

$C_{dis}^0$ : Concentración disuelta libre de PCBs en lodos secundarios de entrada [ $ng/L$ ]

$C_{dis}$ : Concentración disuelta libre de PCBs en lodos secundarios pre espesados de salida [ $ng/L$ ]

- **Fase adsorbida a material suspendido**  $C_{part}$

$$R_{adv,part}^{PES} = Q_w^0 \cdot C_{part}^0 \cdot X_v^0 - Q^r \cdot C_{part} \cdot X_v^r - Q_w^s \cdot C_{part} \cdot X_v^s \quad (C.65)$$

Donde:

$Q_w^0$ : Caudal de lodos secundarios de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q^r$ : Caudal de sobrenadante de retorno a linea de aguas

$Q_w^s$ : Caudal de lodos secundarios pre espesados de salida [ $m^3/d$ ]

$C_{part}^0$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos secundarios de entrada [ $ng/gSSV$ ]

$C_{part}$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos secundarios pre espesados de salida [ $ng/gSSV$ ]

$X_v^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos secundarios de entrada [ $gSSV/L$ ]

$X_v^r$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en sobrenadante de retorno a linea de aguas [ $gSSV/L$ ]

$X_v^s$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos secundarios pre espesados de salida [ $gSSV/L$ ]

- **Fase adsorbida a material disuelto y coloidal**  $C_{DCM}$

$$R_{adv,DCM}^{PES} = Q_w^0 \cdot C_{DCM}^0 \cdot X_{DCM}^0 - Q^r \cdot C_{DCM} \cdot X_{DCM}^r - Q_w^s \cdot C_{DCM} \cdot X_{DCM}^s \quad (C.66)$$

Donde:

$Q_w^0$ : Caudal de lodos secundarios de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q^r$ : Caudal de sobrenadante de retorno a linea de aguas

$Q_w^s$ : Caudal de lodos secundarios pre espesados de salida [ $m^3/d$ ]

$C_{DCM}^0$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en lodos secundarios de entrada [ $ng/gDCM$ ]

$C_{DCM}$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en lodos secundarios pre espesados de salida [ $ng/gDCM$ ]

$X_{DCM}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos primarios de entrada [ $gDCM/L$ ]

$X_{DCM}^r$ : Concentración de DCM orgánicos en sobrenadante de retorno a linea de aguas [ $gDCM/L$ ]

$X_{DCM}^s$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos secundarios pre espesados de salida [ $gDCM/L$ ]

## Espesador Secundario

- **Fase disuelta**  $C_{dis}$

$$R_{adv,dis}^{ES} = Q_w^0 \cdot C_{dis}^0 - Q^r \cdot C_{dis} - Q_w^{s1} \cdot C_{dis} - Q_w^{s2} \cdot C_{dis} \quad (C.67)$$

Donde:

$Q_w^0$ : Caudal de lodos secundarios de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q^r$ : Caudal de sobrenadante de retorno a tratamiento secundario

$Q_w^{s1}$ : Caudal de lodos secundarios espesados de salida hacia cámara de mezcla [ $m^3/d$ ]

- $Q_w^{s2}$ : Caudal de lodos secundarios espesados de salida hacia hidrólisis térmica [ $m^3/d$ ]  
 $C_{dis}^0$ : Concentración disuelta libre de PCBs en lodos secundarios de entrada [ $ng/L$ ]  
 $C_{dis}$ : Concentración disuelta libre de PCBs en lodos secundarios espesados [ $ng/L$ ]

• **Fase adsorbida a material suspendido**  $C_{part}$

$$R_{adv,part}^{ES} = Q_w^0 \cdot C_{part}^0 \cdot X_v^0 - Q^r \cdot C_{part} \cdot X_v^r - Q_w^{s1} \cdot C_{part} \cdot X_v^{s1} - Q_w^{s2} \cdot C_{part} \cdot X_v^{s2} \quad (C.68)$$

Donde:

- $Q_w^0$ : Caudal de lodos secundarios de entrada [ $m^3/d$ ]  
 $Q^r$ : Caudal de sobrenadante de retorno a tratamiento secundario  
 $Q_w^{s1}$ : Caudal de lodos secundarios espesados de salida hacia cámara de mezcla [ $m^3/d$ ]  
 $Q_w^{s2}$ : Caudal de lodos secundarios espesados de salida hacia hidrólisis térmica [ $m^3/d$ ]  
 $C_{part}^0$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos secundarios de entrada [ $ng/gSSV$ ]  
 $C_{part}$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos secundarios pre espesados de salida [ $ng/gSSV$ ]  
 $X_v^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos secundarios de entrada [ $gSSV/L$ ]  
 $X_v^r$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en sobrenadante de retorno a línea de aguas [ $gSSV/L$ ]  
 $X_v^{s1}$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos secundarios espesados de salida hacia cámara de mezcla [ $gSSV/L$ ]  
 $X_v^{s2}$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos secundarios espesados de salida hacia hidrólisis térmica [ $gSSV/L$ ]

• **Fase adsorbida a material disuelto y coloidal**  $C_{DCM}$

$$R_{adv,DCM}^{ES} = Q_w^0 \cdot C_{DCM}^0 \cdot X_{DCM}^0 - Q^r \cdot C_{DCM} \cdot X_{DCM}^r - Q_w^{s1} \cdot C_{DCM} \cdot X_{DCM}^{s1} - Q_w^{s2} \cdot C_{DCM} \cdot X_{DCM}^{s2} \quad (C.69)$$

Donde:

- $Q_w^0$ : Caudal de lodos secundarios de entrada [ $m^3/d$ ]  
 $Q^r$ : Caudal de sobrenadante de retorno a tratamiento secundario  
 $Q_w^{s1}$ : Caudal de lodos secundarios espesados de salida hacia cámara de mezcla [ $m^3/d$ ]  
 $Q_w^{s2}$ : Caudal de lodos secundarios espesados de salida hacia hidrólisis térmica [ $m^3/d$ ]  
 $C_{DCM}^0$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en lodos secundarios de entrada [ $ng/gDCM$ ]  
 $C_{DCM}$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en lodos secundarios espesados de salida [ $ng/gDCM$ ]  
 $X_{DCM}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos secundarios de entrada [ $gDCM/L$ ]  
 $X_{DCM}^r$ : Concentración de DCM orgánicos en sobrenadante de retorno a línea de aguas [ $gDCM/L$ ]  
 $X_{DCM}^{s1}$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos secundarios espesados de salida hacia cámara de mezcla [ $gDCM/L$ ]  
 $X_{DCM}^{s2}$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos secundarios espesados de salida hacia hidrólisis térmica [ $gDCM/L$ ]

## Cámara de mezcla de Lodos

- **Fase disuelta**  $C_{dis}$

$$R_{adv,dis}^{CM} = Q_{w,P}^0 \cdot C_{dis,P}^0 + Q_{w,S}^0 \cdot C_{dis,S}^0 + Q_{w,H}^0 \cdot C_{dis,H}^0 - Q_w^s \cdot C_{dis} \quad (C.70)$$

Donde:

$Q_{w,P}^0$ : Caudal de lodos primarios espesados de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q_{w,S}^0$ : Caudal de lodos secundarios espesados de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q_{w,H}^0$ : Caudal de lodos secundarios hidrolizados de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q_w^s$ : Caudal de lodos mezclados de salida [ $m^3/d$ ]

$C_{dis,P}^0$ : Concentración disuelta libre de PCBs en lodos primarios espesados de entrada [ $ng/L$ ]

$C_{dis,S}^0$ : Concentración disuelta libre de PCBs en lodos secundarios espesados de entrada [ $ng/L$ ]

$C_{dis,H}^0$ : Concentración disuelta libre de PCBs en lodos secundarios hidrolizados de entrada [ $ng/L$ ]

$C_{dis}$ : Concentración disuelta libre de PCBs en lodos mezclados [ $ng/L$ ]

- **Fase adsorbida a material suspendido**  $C_{part}$

$$R_{adv,part}^{CM} = Q_{w,P}^0 \cdot C_{part,P}^0 \cdot X_{v,P}^0 + Q_{w,S}^0 \cdot C_{part,S}^0 \cdot X_{v,S}^0 + Q_{w,H}^0 \cdot C_{part,H}^0 \cdot X_{v,H}^0 - Q_w^s \cdot C_{part} \cdot X_v^s \quad (C.71)$$

Donde:

$Q_{w,P}^0$ : Caudal de lodos primarios espesados de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q_{w,S}^0$ : Caudal de lodos secundarios espesados de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q_{w,H}^0$ : Caudal de lodos secundarios hidrolizados de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q_w^s$ : Caudal de lodos mezclados de salida [ $m^3/d$ ]

$C_{part,P}^0$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos primarios de entrada [ $ng/gSSV$ ]

$C_{part,S}^0$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos secundarios de entrada [ $ng/gSSV$ ]

$C_{part,H}^0$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos secundarios hidrolizados de entrada [ $ng/gSSV$ ]

$C_{part}$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos mezclados de salida [ $ng/gSSV$ ]

$X_{v,P}^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos primarios de entrada [ $gSSV/L$ ]

$X_{v,S}^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos secundarios de entrada [ $gSSV/L$ ]

$X_{v,H}^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos secundarios hidrolizados de entrada [ $gSSV/L$ ]

$X_v^s$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos mezclados de salida [ $\frac{gSSV}{L}$ ]

- **Fase adsorbida a material disuelto y coloidal**  $C_{DCM}$

$$R_{adv,part}^{CM} = Q_{w,P}^0 \cdot C_{DCM,P}^0 \cdot X_{DCM,P}^0 + Q_{w,S}^0 \cdot C_{DCM,S}^0 \cdot X_{DCM,S}^0 + Q_{w,H}^0 \cdot C_{DCM,H}^0 \cdot X_{DCM,H}^0 - Q_w^s \cdot C_{DCM} \cdot X_{DCM}^s \quad (C.72)$$

Donde:

$Q_{w,P}^0$ : Caudal de lodos primarios espesados de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q_{w,S}^0$ : Caudal de lodos secundarios espesados de entrada [ $m^3/d$ ]  
 $Q_{w,H}^0$ : Caudal de lodos secundarios hidrolizados de entrada [ $m^3/d$ ]  
 $Q_w^s$ : Caudal de lodos mezclados de salida [ $m^3/d$ ]  
 $C_{DCM,P}^0$ : Concentración adsorbida a DCM en lodos primarios de entrada [ $ng/gDCM$ ]  
 $C_{DCM,S}^0$ : Concentración adsorbida a DCM en lodos secundarios de entrada [ $ng/gDCM$ ]  
 $C_{DCM,H}^0$ : Concentración adsorbida a DCM en lodos secundarios hidrolizados de entrada [ $ng/gDCM$ ]  
 $C_{DCM}$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en lodos mezclados de salida [ $\frac{ng}{DCM}$ ]  
 $X_{DCM,P}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos primarios de entrada [ $gDCM/L$ ]  
 $X_{DCM,S}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos secundarios de entrada [ $gDCM/L$ ]  
 $X_{DCM,H}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos secundarios hidrolizados de entrada [ $gDCM/L$ ]  
 $X_{DCM}^s$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos mezclados de salida [ $gDCM/L$ ]

### C.2.1.2. Estado inicial

**Espesador Primario** En primer lugar, para continuar con la línea de lodos primarios, es necesario determinar la concentración disuelta libre de PCBs y la concentración adsorbida a DCM de PCBs, en la salida del tratamiento primario. Recordar que uno de los supuestos para la modelación del tratamiento primario corresponde a que los balances consideren dos fases para los PCBs: disuelta total (o concentración líquida como se presenta en [Barret et al., 2010d]) y adsorbida a material particulado.

**Cálculo de  $C_{DCM}^0[ng/L]$  y de  $C_{dis}^0[ng/L]$ :** Para estimar esta concentración se utiliza el modelo de 3 componentes de sorción de micro contaminantes en lodo presentado por [Barret et al., 2010d]. Las ecuaciones utilizadas se presentan en las fórmulas C.73, C.74, C.75 y C.76. Cabe destacar que la constante de equilibrio de adsorción a material particulado  $K_P$  se asume conocida y equivalente a la constante de partición lineal en lodo primario  $K_d$  presentada en la ecuación C.11.

$$K_{global} = \frac{C_P}{C_{dis,T}} \quad (C.73)$$

Donde:

$K_{global}$ : Constante de equilibrio global entre concentración disuelta total y concentración adsorbida a material particulado [ $L/gSSV$ ]

$C_P$ : Concentración adsorbida a material particulado [ $ng/gSSV$ ]

$C_{dis,T}$ : Concentración disuelta total [ $ng/L$ ]

$$K_{DCM} = \frac{K_P - K_{global}}{K_{global} \cdot X_{DCM}} \quad (C.74)$$

Donde:

$K_{DCM}$ : Constante de equilibrio de adsorción a DCM [ $L/gDCM$ ]

$K_P$ : Constante de equilibrio de adsorción a material particulado [ $L/gSSV$ ]

$K_{global}$ : Constante de equilibrio global entre concentración disuelta total y concentración



adsorbida a material particulado [ $L/gSSV$ ]

$X_{DCM}$ : Concentración de DCM orgánicos [ $gDCM/L$ ]

$$C_{dis} = \frac{C_{dis,T}}{1 + K_{DCM} \cdot X_{DCM}} \quad (C.75)$$

Donde:

$C_{dis}$ : Concentración disuelta libre [ $ng/L$ ]

$C_{dis,T}$ : Concentración disuelta total [ $ng/L$ ]

$K_{DCM}$ : Constante de equilibrio de adsorción a DCM [ $L/gDCM$ ]

$X_{DCM}$ : Concentración de DCM orgánicos [ $gDCM/L$ ]

$$C_{DCM} = K_{DCM} \cdot C_{dis} \quad (C.76)$$

Donde:

$C_{DCM}$ : Concentración adsorbida a DCM [ $ng/gDCM$ ]

$K_{DCM}$ : Constante de equilibrio de adsorción a DCM [ $L/gDCM$ ]

$C_{dis}$ : Concentración disuelta libre [ $ng/L$ ]

**Cálculo de  $X_v^0$ [ $gSSV/L$ ]:**

$$X_v^0 = \frac{F_{X_v}^0}{Q_w^0} \quad (C.77)$$

Donde:

$X_v^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo de entrada a espesador primario [ $gSSV/L$ ]

$F_{X_v}^0$ : Flujo de sólidos suspendidos volátiles en lodos primarios [ $kgSSV/d$ ]

$Q_w^0$ : Caudal de lodos primarios de entrada [ $m^3/d$ ]

**Cálculo de  $X_v^r$ [ $gSSV/L$ ]:**

$$X_v^r = X^r \cdot r_{SSV/SST} \quad (C.78)$$

Donde:

$X_v^r$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en sobrenadante de retorno a tratamiento primario [ $gSSV/L$ ]

$X^r$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en sobrenadante de retorno a tratamiento primario [ $gSST/L$ ]

$r_{SSV/SST}$ : Razón promedio entre SSV y SST en lodo primario [ $gSSV/gSST$ ]

**Cálculo de  $X_v^s$ [ $gSSV/L$ ]:**

$$X_v^s = X^s \cdot r_{SSV/SST} \quad (C.79)$$

Donde:

$X_v^s$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos primarios espesados de salida [ $gSSV/L$ ]

$X^s$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en lodos primarios espesados de salida

$[gSST/L]$

$r_{SSV/SST}$ : Razón promedio entre SSV y SST en lodo primario  $[gSSV/gSST]$

Para estimar las concentraciones de material disuelto y coloidal (DCM) presente en los flujos de la línea de lodos se hace uso de las concentraciones porcentuales de DCM en el Material Seco (MS) del flujo. Para el caso del lodo primario este equivale a  $\%_{DCM,P} = 5\%$  [Delgadillo et al., 2010]. Además, para calcular la concentración de MS, se usa una transformación utilizada por la empresa de la PTAS M-T para este fin. Esto se presenta en la fórmula C.80. Las concentraciones de  $X_{SST}$  son obtenidas en [AKROS, 2014b] como valores promedio para el tratamiento secundario completo durante el año 2013.

**Cálculo de  $X_{MS}$   $[gMS/L]$ :**

$$X_{MS}^i = X_{SST}^i + 1 \quad (C.80)$$

Donde:  $X_{MS}$ : Concentración de materia seca en el lodo del flujo  $i$  (“ $i$ ” puede ser: “ $0$ ” para lodo de entrada, “ $r$ ” para sobrenadante de retorno a línea de aguas, o “ $s$ ” para lodo de salida)  $[gMS/L]$

$X_{SST}$ : Concentración de sólidos suspendidos totales  $[gSST/L]$

**Cálculo de  $X_{DCM}^0$   $[gDCM/L]$ :**

$$X_{DCM}^0 = X_{MS}^0 \cdot \%_{DCM,P} \quad (C.81)$$

Donde:

$X_{DCM}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos primarios de entrada  $[gDCM/L]$

$X_{MS}^0$ : Concentración de MS en lodos primarios de entrada  $[gMS/L]$

$\%_{DCM,P}$  Concentración porcentual de DCM en el total de MS en lodo primario  $[\% \frac{gDCM}{gMS}]$

**Cálculo de  $X_{DCM}^r$   $[gDCM/L]$ :**

$$X_{DCM}^r = X_{MS}^r \cdot \%_{DCM,P} \quad (C.82)$$

Donde:

$X_{DCM}^r$ : Concentración de DCM orgánicos en sobrenadante de retorno a tratamiento primario  $[gDCM/L]$

$X_{MS}^r$ : Concentración de MS en sobrenadante de retorno a tratamiento primario  $[gMS/L]$

$\%_{DCM,P}$  Concentración porcentual de DCM en el total de MS en lodo primario  $[\% \frac{gDCM}{MS}]$

**Cálculo de  $X_{DCM}^s$   $[gDCM/L]$ :**

$$X_{DCM}^s = X_{MS}^s \cdot \%_{DCM,P} \quad (C.83)$$

Donde:

$X_{DCM}^s$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos primarios espesados de salida  $[\frac{gSSV}{L}]$

$X_{MS}^s$ : Concentración de MS en lodos primarios espesados de salida  $[gMS/L]$

$\%_{DCM,P}$  Concentración porcentual de DCM en el total de MS en lodo primario  $[\% \frac{gDCM}{gMS}]$

**Pre espesador Secundario** Al igual que en el espesamiento primario, en este proceso es necesario determinar la concentración disuelta libre de PCBs y la concentración adsorbida a DCM de PCBs de entrada.

**Cálculo de  $C_{DCM}^0[ng/L]$  y de  $C_{dis}^0[ng/L]$ :** Para estimar estas concentraciones se utiliza el modelo de 3 componentes de sorción de micro contaminantes en lodo presentado por [Barret et al., 2010d]. Las ecuaciones utilizadas se presentan en las fórmulas C.84, C.85, C.86 y C.87. Cabe destacar que la constante de equilibrio de adsorción a material particulado  $K_P$  se asume conocida y equivalente a la constante de partición lineal en lodo secundario  $K_d$  presentada en la ecuación C.34.

$$K_{global} = \frac{C_P}{C_{dis,T}} \quad (C.84)$$

Donde:

$K_{global}$ : Constante de equilibrio global entre concentración disuelta total y concentración adsorbida a material particulado [ $L/gSSV$ ]

$C_P$ : Concentración adsorbida a material particulado [ $ng/gSSV$ ]

$C_{dis,T}$ : Concentración disuelta total [ $ng/L$ ]

$$K_{DCM} = \frac{K_P - K_{global}}{K_{global} \cdot X_{DCM}} \quad (C.85)$$

Donde:

$K_{DCM}$ : Constante de equilibrio de adsorción a DCM [ $L/gDCM$ ]

$K_P$ : Constante de equilibrio de adsorción a material particulado [ $L/gSSV$ ]

$K_{global}$ : Constante de equilibrio global entre concentración disuelta total y concentración adsorbida a material particulado [ $L/gSSV$ ]

$X_{DCM}$ : Concentración de DCM orgánicos [ $gDCM/L$ ]

$$C_{dis} = \frac{C_{dis,T}}{1 + K_{DCM} \cdot X_{DCM}} \quad (C.86)$$

Donde:

$C_{dis}$ : Concentración disuelta libre [ $ng/L$ ]

$C_{dis,T}$ : Concentración disuelta total [ $ng/L$ ]

$K_{DCM}$ : Constante de equilibrio de adsorción a DCM [ $L/gDCM$ ]

$X_{DCM}$ : Concentración de DCM orgánicos [ $gDCM/L$ ]

$$C_{DCM} = K_{DCM} \cdot C_{dis} \quad (C.87)$$

Donde:

$C_{DCM}$ : Concentración adsorbida a DCM [ $ng/gDCM$ ]

$K_{DCM}$ : Constante de equilibrio de adsorción a DCM [ $L/gDCM$ ]

$C_{dis}$ : Concentración disuelta libre [ $ng/L$ ]

**Cálculo de  $X_v^0[gSSV/L]$ :**

$$X_v^0 = X^0 \cdot r_{SSV/SST} \quad (C.88)$$

Donde:

$X_v^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos secundarios de entrada a pre espesador [gSSV/L]

$X^r$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en lodos secundarios de entrada a pre espesador [gSST/L]

$r_{SSV/SST}$ : Razón promedio entre SSV y SST en lodos secundarios [gSSV/gSST]

**Cálculo de  $X_v^r$ [gSSV/L]:**

$$X_v^r = X^r \cdot r_{SSV/SST} \quad (C.89)$$

Donde:

$X_v^r$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en sobrenadante de retorno a línea de aguas [gSSV/L]

$X^r$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en sobrenadante de retorno a línea de aguas [gSST/L]

$r_{SSV/SST}$ : Razón promedio entre SSV y SST en lodos secundarios [gSSV/gSST]

**Cálculo de  $X_v^s$ [gSSV/L]:**

$$X_v^s = X^s \cdot r_{SSV/SST} \quad (C.90)$$

Donde:

$X_v^s$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos secundarios pre espesados de salida [gSSV/L]

$X^s$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en lodos secundarios pre espesados de salida [gSST/L]

$r_{SSV/SST}$ : Razón promedio entre SSV y SST en lodos secundarios [gSSV/gSST]

Para estimar las concentraciones de material disuelto y coloidal (DCM) presente en los flujos de la línea de lodos se hace uso de las concentraciones porcentuales de DCM en el Material Seco (MS) del flujo. Para el caso del lodo secundario este equivale a  $\%_{DCM,S} = 4\%$  [Delgadillo et al., 2010]. Además, para calcular la concentración de MS, se usa una transformación utilizada por la empresa de la PTAS M-T para este fin. Esto se presenta en la fórmula C.91. Las concentraciones de  $X_{SST}$  son obtenidas en [AKROS, 2014c] como valores promedio para el tratamiento secundario completo durante el año 2013.

**Cálculo de  $X_{MS}$ [gMS/L]:**

$$X_{MS}^i = X_{SST}^i + 1 \quad (C.91)$$

Donde:  $X_{MS}$ : Concentración de materia seca en el lodo del flujo  $i$  (“ $i$ ” puede ser: “ $0$ ” para lodo de entrada, “ $r$ ” para sobrenadante de retorno a línea de aguas, o “ $s$ ” para lodo de salida)[gMS/L]

$X_{SST}$ : Concentración de sólidos suspendidos totales [gSST/L]

**Cálculo de  $X_{DCM}^0$ [gDCM/L]:**

$$X_{DCM}^0 = X_{MS}^0 \cdot \%_{DCM,P} \quad (C.92)$$

Donde:

$X_{DCM}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodo secundario de entrada [gDCM/L]

$X_{MS}^0$ : Concentración de MS en lodo secundario de entrada [gMS/L]

$\%_{DCM,S}$  Concentración porcentual de DCM en el total de MS en lodo secundario [ $\% \frac{gDCM}{gMS}$ ]

**Cálculo de  $X_{DCM}^r$ [gDCM/L]:**

$$X_{DCM}^r = X_{MS}^r \cdot \%_{DCM,P} \quad (C.93)$$

Donde:

$X_{DCM}^r$ : Concentración de DCM orgánicos en sobrenadante de retorno a línea de aguas [gDCM/L]

$X_{MS}^r$ : Concentración de SST en sobrenadante de retorno a línea de aguas [gMS/L]

$\%_{DCM,S}$  Concentración porcentual de DCM en el total de MS en lodo secundario [ $\% \frac{gDCM}{gMS}$ ]

**Cálculo de  $X_{DCM}^s$ [gDCM/L]:**

$$X_{DCM}^s = X_{MS}^s \cdot \%_{DCM,P} \quad (C.94)$$

Donde:

$X_{DCM}^s$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos secundarios pre espesados de salida [ $\frac{gSSV}{L}$ ]

$X_{MS}^s$ : Concentración de MS en lodos secundarios pre espesados de salida [gMS/L]

$\%_{DCM,S}$  Concentración porcentual de DCM en el total de MS en lodo secundario [ $\% \frac{gDCM}{MS}$ ]

**Cálculo de  $K_d^S$ [m<sup>3</sup>/gSSV] :** Se utiliza la ecuación C.95 presentada por [Lee et al., 1994]. Se asumen los siguientes supuestos:

- Composición de sólidos biológicos representada por  $C_5H_7O_2N$ . Por lo tanto, se tiene una fracción de carbono orgánico en los sólidos secundarios de  $f_{oc} = 0,531$ [gC/gSólidos] [Lee et al., 1994]
- Coeficiente de partición octanol-agua para congener PCB153 de  $\log K_{ow} = 6,86$ [–] [Katsoyiannis et al., 2006]

$$K_d^S = f_{oc} \cdot 6,3 \cdot 10^{-7} \cdot K_{ow} \quad (C.95)$$

Donde:

$K_d$ : Constante de partición lineal de PCBs en lodo secundario

$f_{oc}$ : fracción de carbono orgánico en sólidos secundarios [gg Orgánico/gsólidos]

$K_{ow}$ : Coeficiente de partición octanol-agua [m<sup>3</sup>agua/m<sup>3</sup>octanol]

## Espesador Secundario

**Cálculo de  $Q_w^0$  [ $m^3/d$ ]:**

$$Q_w^0 = Q_w^{0,m} + Q_w^{0,c} \quad (C.96)$$

Donde:

$Q_w^0$ : Caudal total de lodos secundarios pre espesados de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q_w^{0,m}$ : Caudal de lodos secundarios pre espesados de entrada a mesas espesadoras [ $m^3/d$ ]

$Q_w^{0,c}$ : Caudal de lodos secundarios pre espesados de entrada a centrífugas espesadoras [ $m^3/d$ ]

**Cálculo de  $Q_w^r$  [ $m^3/d$ ]:**

$$Q_w^r = Q_w^{r,m} + Q_w^{r,c} \quad (C.97)$$

Donde:

$Q_w^r$ : Caudal total de sobrenadante de retorno a tratamiento secundario [ $m^3/d$ ]

$Q_w^{r,m}$ : Caudal de sobrenadante de retorno a tratamiento secundario desde mesas espesadoras [ $m^3/d$ ]

$Q_w^{r,c}$ : Caudal de sobrenadante de retorno a tratamiento secundario desde centrífugas espesadoras [ $m^3/d$ ]

$$X_v^0 = X^0 \cdot r_{SSV/SST} \quad (C.98)$$

Donde:

$X_v^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos pre espesados de entrada a espesador secundario [ $gSSV/L$ ]

$X^0$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en lodos pre espesados de entrada a espesador secundario [ $gSST/L$ ]

$r_{SSV/SST}$ : Razón promedio entre SSV y SST en lodos secundarios [ $gSSV/gSST$ ]

**Cálculo de  $F_{SST}^r$  [ $kgSST/d$ ]:**

$$F_{SST}^r = F_{SST}^{r,m} + F_{SST}^{r,c} \quad (C.99)$$

Donde:

$F_{SST}^r$ : Flujo de SST total en caudal de sobrenadante de retorno a tratamiento secundario [ $kgSST/d$ ]

$F_{SST}^{r,m}$ : Flujo de SST en caudal de sobrenadante de retorno desde mesas espesadoras a tratamiento secundario [ $kgSST/L$ ]

$F_{SST}^{r,c}$ : Flujo de SST en caudal de sobrenadante de retorno desde centrífugas espesadoras a tratamiento secundario [ $kgSST/L$ ]

**Cálculo de  $X_v^r$  [ $gSSV/L$ ]:**

$$X_v^r = \frac{F_{SST}^r}{Q_w^r} \quad (C.100)$$

Donde:

$X_v^r$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en sobrenadante de retorno a tratamiento secundario [ $gSSV/L$ ]

$X^r$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en sobrenadante de retorno a tratamiento secundario [ $gSST/L$ ]

$Q_w^r$ : Caudal total de sobrenadante de retorno a tratamiento secundario [ $m^3/d$ ]

**Cálculo de  $X_v^s$ [gSSV/L]:**

$$X_v^s = X^s \cdot r_{SSV/SST} \quad (C.101)$$

Donde:

$X_v^s$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos secundarios espesados de salida [gSSV/L]

$X^s$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en lodos secundarios espesados de salida [gSST/L]

$r_{SSV/SST}$ : Razón promedio entre SSV y SST en lodos secundarios [gSSV/gSST]

Para estimar las concentraciones de material disuelto y coloidal (DCM) presente en los flujos de la línea de lodos se hace uso de las concentraciones porcentuales de DCM en el Material Seco (MS) del flujo. Para el caso del lodo secundario este equivale a  $\%_{DCM,S} = 4\%$  [Delgadillo et al., 2010]. Además, para calcular la concentración de MS, se usa una transformación utilizada por la empresa de la PTAS M-T para este fin. Esto se presenta en la fórmula C.102. Las concentraciones de  $X_{SST}$  son obtenidas en [AKROS, 2014c] como valores promedio para el tratamiento secundario completo durante el año 2013.

**Cálculo de  $X_{MS}$ [gMS/L]:**

$$X_{MS}^i = X_{SST}^i + 1 \quad (C.102)$$

Donde:  $X_{MS}$ : Concentración de materia seca en el lodo del flujo  $i$  (“ $i$ ” puede ser: “ $\theta$ ” para lodo de entrada, “ $r$ ” para sobrenadante de retorno a línea de aguas, o “ $s$ ” para lodo de salida)[gMS/L]

$X_{SST}$ : Concentración de sólidos suspendidos totales [gSST/L]

**Cálculo de  $X_{DCM}^0$ [gDCM/L]:**

$$X_{DCM}^0 = X_{MS}^0 \cdot \%_{DCM,P} \quad (C.103)$$

Donde:

$X_{DCM}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos secundarios espesados de entrada [ $\frac{gDCM}{L}$ ]

$X_{MS}^0$ : Concentración de MS en lodos secundarios espesados de entrada [gMS/L]

$\%_{DCM,S}$  Concentración porcentual de DCM en el total de MS en lodo secundario [ $\% \frac{gDCM}{gMS}$ ]

**Cálculo de  $X_{DCM}^r$ [gDCM/L]:**

$$X_{DCM}^r = X_{MS}^r \cdot \%_{DCM,P} \quad (C.104)$$

Donde:

$X_{DCM}^r$ : Concentración de DCM orgánicos en sobrenadante de retorno a tratamiento secundario [gDCM/L]

$X_{MS}^r$ : Concentración de MS en sobrenadante de retorno a tratamiento secundario [gMS/L]

$\%_{DCM,S}$  Porcentaje de DCM en el total de MS en lodo secundario [ $\%gDCM/gMS$ ]

**Cálculo de  $X_{DCM}^s[gDCM/L]$ :**

$$X_{DCM}^s = X_{MS}^s \cdot \%_{DCM,P} \quad (C.105)$$

Donde:

$X_{DCM}^s$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos secundarios espesados de salida [ $\frac{gSSV}{L}$ ]

$X_{MS}^s$ : Concentración de MS en lodos secundarios espesados de salida [ $gMS/L$ ]

$\%_{DCM,S}$ : Concentración porcentual de DCM en el total de MS en lodo secundario [ $\% \frac{gDCM}{gMS}$ ]

## Cámara de mezcla de Lodos

**Cálculo de  $X_{v,H}^0[gSSV/L]$ :** Este parámetro se estima haciendo uso de una razón entre los  $SSV$  y los  $SST$  presentes en lodo pretratado a través de HT [Taboada-Santos et al., 2019].

$$X_{v,H}^0 = X_{T,H}^0 \cdot r_{SSV/SST} \quad (C.106)$$

Donde:

$X_{v,H}^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo hidrolizado de entrada a cámara de mezcla [ $gSSV/L$ ]

$X_{T,H}^0$ : Concentración de SST en lodo hidrolizado de entrada a cámara de mezcla [ $gSSV/L$ ]

$r_{SSV/SST}$ : Razón promedio entre SSV y SST en lodo hidrolizado [ $gSSV/gSST$ ]

**Cálculo de  $X_v^s[gSSV/L]$ :** Este parámetro se estima a través de un balance de masa en estado estacionario para la cámara de mezcla. Se utilizan los valores de salida de los procesos anteriores, los cuales ya fueron calculados.

$$X_v^s = \frac{Q_{w,P}^0 \cdot X_{v,P}^0 + Q_{w,S}^0 \cdot X_{v,S}^0 + Q_{w,H}^0 \cdot X_{v,H}^0}{Q_{w,P}^0 + Q_{w,S}^0 + Q_{w,H}^0} \quad (C.107)$$

Donde:

$X_v^s$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo mezclado de salida [ $gSSV/L$ ]

$Q_{w,P}^0$ : Caudal de lodos primarios espesados de entrada a cámara de mezcla [ $m^3/d$ ]

$X_{v,P}^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos primarios espesados de entrada a cámara de mezcla [ $gSSV/L$ ]

$Q_{w,S}^0$ : Caudal de lodos secundarios espesados de entrada a cámara de mezcla [ $m^3/d$ ]

$X_{v,S}^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos secundarios espesados de entrada a cámara de mezcla [ $gSSV/L$ ]

$Q_{w,H}^0$ : Caudal de lodos hidrolizados de entrada a cámara de mezcla [ $m^3/d$ ]

$X_{v,H}^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos hidrolizados de entrada a cámara de mezcla [ $gSSV/L$ ]

**Cálculo de  $X_{DCM,H}^0[gDCM/L]$ :** Para determinar este parámetro se hace uso de las ecuaciones C.108, C.109 y C.110 presentadas en [Rittmann and McCarty, 2001] para modelar



el proceso de hidrólisis en digestión anaeróbica. Cabe destacar que la proporción  $r_{SS/DM}$  es determinada a partir de lo presentado en [Delgadillo et al., 2010].

$$S_p^0 = \gamma \cdot X_d^0 \quad (C.108)$$

Donde:

$S_p^0$ : Concentración de sustrato particulado de entrada a hidrólisis térmica [ $gCOD/L$ ]

$\gamma$ : Tasa de DQO por peso para materia orgánica considerada como SSV [ $gCOD/gSSV$ ]

$X_d^0$ : Concentración de SSV en lodo de entrada a hidrólisis [ $gSSV/L$ ]

$$S_{hyd}^{HT} = \frac{k_{hyd} \cdot \theta_x \cdot S_p^0}{1 + k_{hyd} \cdot \theta_x} \quad (C.109)$$

Donde:

$S_{hyd}^{HT}$ : Concentración de sustrato solubilizado por hidrólisis térmica [ $gCOD/L$ ]

$k_{hyd}$ : Cinética de primer orden de hidrólisis [1/d]

$\theta_x$ : Tiempo de retención de lodos en hidrólisis térmica (equivalente a tiempo de retención hidráulica debido a no recirculación) [d]

$S_p^0$ : Concentración de sustrato particulado de entrada a hidrólisis térmica [ $gCOD/L$ ]

$$X_{DCM,H}^0 = X_{DCM}^{0,HT} + \frac{S_{hyd}^{HT}}{r_{SS/DM}} \cdot \frac{\%DCM}{100} \quad (C.110)$$

Donde:

$X_{DCM,H}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos secundarios hidrolizados de entrada [ $gDCM/L$ ]

$X_{DCM}^{0,HT}$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos secundarios de entrada a hidrólisis térmica [ $gDCM/L$ ]

$S_{hyd}^{HT}$ : Concentración de sustrato solubilizado por hidrólisis térmica [ $gCOD/L$ ]

$r_{SS/DM}$ : Razón entre sustrato soluble y material seco [ $gCOD/gMS$ ]

$\%DCM$ : % de DCM en total de MS [ $\%gDCM/gMS$ ]

**Cálculo de  $X_{DCM}^s [gDCM/L]$ :** Este parámetro se estima a través de un balance de masa en estado estacionario para la cámara de mezcla. Se utilizan los valores de salida de los procesos anteriores, los cuales ya fueron calculados.

$$X_{DCM}^s = \frac{Q_{w,P}^0 \cdot X_{DCM,P}^0 + Q_{w,S}^0 \cdot X_{DCM,S}^0 + Q_{w,H}^0 \cdot X_{DCM,H}^0}{Q_{w,P}^0 + Q_{w,S}^0 + Q_{w,H}^0} \quad (C.111)$$

Donde:

$X_{DCM}^s$ : Concentración de DCM orgánicos en lodo mezclado de salida [ $gDCM/L$ ]

$Q_{w,P}^0$ : Caudal de lodos primarios espesados de entrada a cámara de mezcla [ $m^3/d$ ]

$X_{DCM,P}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos primarios espesados de entrada [ $\frac{gDCM}{L}$ ]

$Q_{w,S}^0$ : Caudal de lodos secundarios espesados de entrada a cámara de mezcla [ $m^3/d$ ]

$X_{v,S}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos secundarios espesados de entrada [ $\frac{gDCM}{L}$ ]

$Q_{w,H}^0$ : Caudal de lodos hidrolizados de entrada a cámara de mezcla [ $m^3/d$ ]

$X_{v,H}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos hidrolizados de entrada [ $gDCM/L$ ]

### C.2.1.3. Estado de salida

#### Espesador Primario

**Cálculo de  $C_{part}^s$  [ng/L]:**

$$C_{part}^s = C_{part} \cdot X_v^s \quad (C.112)$$

Donde:

$C_{part}^s$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo primario espesado [ng/L]

$C_{part}$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos primarios es-pesados de salida [ng/gSSV]

$X_v^s$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos primarios espesados desalida [gSSV/L]

**Cálculo de  $r_{part}$  [%]:**

$$r_{part} = 100 \cdot \frac{C_{part}^s}{C_T} \quad (C.113)$$

Donde:

$r_{part}$  [%]: Coeficiente de distribución de fase adsorbida en lodo primario espesado

$C_{part}^s$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo primario espesado [ng/L]

$C_T$ : Concentración total en lodo primario espesado [ng/L]

#### Pre espesador Secundario

**Cálculo de  $C_{part}^s$  [ng/L]:**

$$C_{part}^s = C_{part} \cdot X_v^s \quad (C.114)$$

Donde:

$C_{part}^s$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo secundario pre espesado [ng/L]

$C_{part}$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo secundario pre espesado de salida [ng/gSSV]

$X_v^s$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo secundario pre espesado [ $\frac{gSSV}{L}$ ]

**Cálculo de  $r_p$  [%]:**

$$r_{part} = 100 \cdot \frac{C_{part}^s}{C_T} \quad (C.115)$$

Donde:

$r_{part}$  [%]: Coeficiente de distribución de fase adsorbida en lodo secundario pre espesado

$C_{part}^s$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo secundario pre espesado [ $ng/L$ ]

$C_T$ : Concentración total de PCBs en lodo secundario pre espesado [ $ng/L$ ]

## Espesador Secundario

**Cálculo de  $C_{part}^s[ng/L]$ :**

$$C_{part}^s = C_{part} \cdot X_v^s \quad (C.116)$$

Donde:

$C_{part}^s$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo secundario espesado [ $ng/L$ ]

$C_{part}$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo secundario espesado de salida [ $ng/gSSV$ ]

$X_v^s$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo secundario espesado [ $gSSV/L$ ]

**Cálculo de  $r_{part}[\%]$ :**

$$r_{part} = 100 \cdot \frac{C_{part}^s}{C_T} \quad (C.117)$$

Donde:

$r_{part}[\%]$ : Coeficiente de distribución de fase adsorbida en lodo secundario espesado

$C_{part}^s$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo secundario espesado [ $ng/L$ ]

$C_T$ : Concentración total de PCBs en lodo secundario espesado [ $ng/L$ ]

## Cámara de mezcla de Lodos

**Cálculo de  $C_{part}^s[ng/L]$ :**

$$C_{part}^s = C_{part} \cdot X_v^s \quad (C.118)$$

Donde:

$C_{part}^s$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo mezclado [ $ng/L$ ]

$C_{part}$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo mezclado [ $ng/gSSV$ ]

$X_v^s$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodo mezclado [ $gSSV/L$ ]

**Cálculo de  $r_{part}[\%]$ :**

$$r_{part} = 100 \cdot \frac{C_{part}^s}{C_T} \quad (C.119)$$

Donde:

$r_{part}[\%]$ : Coeficiente de distribución de fase adsorbida en lodo mezclado

$C_{part}^s$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo mezclado [ $ng/L$ ]

$C_T$ : Concentración total de PCBs en lodo mezclado [ $ng/L$ ]

## C.2.2. Digestión Anaeróbica

### C.2.2.1. Estructura

#### Procesos modelados

##### Biomasa $X$

- **Advección**

$$R_{adv} = Q_w^0 \cdot X^0 - Q_w^s \cdot X \quad (C.120)$$

Donde:

$R_{adv,X}$ : Tasa de advección de biomasa [ $gCOD/d$ ]

$Q_w^0$ : Caudal de lodos mezclados de entrada [ $m^3/d$ ]

$X^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos mezclados de entrada [ $gSSV/L$ ]

$Q_w^s$ : Caudal de lodos digeridos de salida [ $m^3/d$ ]

$X$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos mezclados de entrada [ $gSSV/L$ ]

- **Crecimiento y decaimiento de biomasa**

$$R_{bm} = \frac{\mu_{max} \cdot S_S}{K_S + S_S} \cdot X - b \cdot X \quad (C.121)$$

Donde:

$R_{bm}$ : Tasa de crecimiento y decaimiento de biomasa [ $gCOD/d$ ]

$\mu_{max}$ : Tasa máxima de crecimiento de biomasa [ $1/d$ ]

$K_S$ : Constante de saturación media del sustrato de crecimiento [ $gCOD - S_S/L$ ]

$S_S$ : Concentración de sustrato soluble en el reactor [ $gCOD/L$ ]

$X$ : Concentración de biomasa en el reactor [ $gCOD/L$ ]

$b$ : Constante de decaimiento endógeno de primer orden [ $1/d$ ]

##### Sustrato soluble $S_S$

- **Advección**

$$R_{adv} = Q_w^0 \cdot S_S^0 - Q_w^s \cdot S_S \quad (C.122)$$

Donde:

$R_{adv,S_S}^j$ : Tasa de advección de sustrato soluble [ $gCOD/d$ ]

$Q_w^0$ : Caudal de lodos mezclados de entrada [ $m^3/d$ ]

$S_S^0$ : Concentración de sustrato soluble en lodos de entrada [ $gCOD/L$ ]

$Q_w^s$ : Caudal de lodos digeridos de salida [ $m^3/d$ ]

$S_S$ : Concentración de sustrato soluble en el reactor [ $gCOD/L$ ]

- **Hidrólisis**

$$R_{hid,S_S} = K_{hyd} \cdot S_P \quad (C.123)$$

Donde:

$R_{hid,S_S}$ : Tasa de hidrólisis [ $gCOD/d$ ]

$K_{hyd}$ : Constante cinética de primer orden de hidrólisis [1/d]

$S_P$ : Concentración de sustrato particulado en el reactor [gCOD/L]

- **Crecimiento de biomasa**

$$R_{bm} = -\frac{1}{Y} \cdot \frac{\mu_{max} \cdot S_S}{K_S + S_S} \cdot X \quad (C.124)$$

Donde:

$R_{bm,S_S}$ : Tasa de crecimiento y decaimiento de biomasa [gCOD/d]

$Y$ : Tasa de rendimiento de crecimiento de biomasa [gCOD - X/gCOD - S<sub>S</sub>]

$\mu_{max}$ : Tasa máxima de crecimiento de biomasa [1/d]

$S_S$ : Concentración de sustrato soluble en el reactor [gCOD/L]

$K_S$ : Constante de saturación media del sustrato de crecimiento [gCOD - S<sub>S</sub>/L]

$X$ : Concentración de biomasa en el reactor [gCOD/L]

### Sustrato particulado $S_P$

- **Advección**

$$R_{adv} = Q_w^0 \cdot S_P^0 - Q_w^s \cdot S_P \quad (C.125)$$

$R_{adv,S_P}$ : Tasa de advección de sustrato soluble [gCOD/d]

$Q_w^0$ : Caudal de lodos mezclados de entrada [m<sup>3</sup>/d]

$S_P^0$ : Concentración de sustrato particulado en el reactor [gCOD/L]

$Q_w^s$ : Caudal de lodos digeridos de salida [m<sup>3</sup>/d]

$S_P$ : Concentración de sustrato particulado en el reactor [gCOD/L]

- **Hidrólisis**

$$R_{hid} = -K_{hyd} \cdot S_P \quad (C.126)$$

Donde:

$R_{hid,S_P}$ : Tasa de hidrólisis [gCOD/d]

$K_{hyd}$ : Constante cinética de primer orden de hidrólisis [1/d]

$S_P$ : Concentración de sustrato particulado en el reactor [gCOD/L]

- **Decaimiento de biomasa**

$$R_{bm} = b \cdot X \quad (C.127)$$

Donde:

$R_{bm,S_P}$ : Tasa de crecimiento y decaimiento de biomasa [gCOD/d]  $b$ : Constante de decaimiento endógeno de primer orden [1/d]  $X$ : Concentración de biomasa en el reactor [gCOD/L]

### Fase gaseosa $C_g$

- **Volatilización**

$$R_{vol} = K_{La} \cdot (K_H \cdot C_f - C_g) \quad (C.128)$$

Donde:

$R_{vol,g}$ : Tasa de advección de la fase gaseosa [ug/d]

$K_{La}$ : Coeficiente de transferencia de masa entre fase líquida y fase gaseosa [1/d]

$K_H$ : Constante de Henry [-]  
 $C_f$ : Concentración disuelta de PCBs en reactor [ug/L]  
 $C_g$ : Concentración gaseosa de PCBs en reactor [ug/L]

### Fase adsorbida a material suspendido $C_p$

- **Advección**

$$R_{adv} = Q_w^0 \cdot C_p^0 - Q_w^s \cdot C_p \quad (C.129)$$

Donde:

$R_{adv,p}$ : Tasa de advección de la fase adsorbida a material particulado [ug/d]

$Q_w^0$ : Caudal de lodos mezclados de entrada [ $m^3/d$ ]

$C_p^0$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos mezclados de entrada [ug/L]

$Q_w^s$ : Caudal de lodos digeridos de salida [ $m^3/d$ ]

$C_p$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos mezclados de entrada [ug/L]

- **Sorción**

$$R_{sor} = k_1 \cdot (K_{part} \cdot C_f \cdot S_p - C_p) \quad (C.130)$$

Donde:

$R_{sor,p}$ : Tasa de sorción de la fase adsorbida a material particulado [ug/d]

$k_1$ : Constante cinética de primer orden de sorción a material particulado [1/d]

$K_{part}$ : Constante de equilibrio de sorción de PCBs a partículas [L/gCOD -  $S_p$ ]

$C_f$ : Concentración disuelta de PCBs en reactor [ug/L]

$S_p$ : Concentración de sustrato particulado en el reactor [gCOD/L]

$C_p$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos mezclados de entrada [ug/L]

- **Biodegradación cometabólica**

$$R_{bio} = -\left(\frac{T_c \cdot \mu + K_c}{Y}\right) \cdot \left(\frac{C_p}{K_{SC} + C_p}\right) \cdot X \quad (C.131)$$

Donde:

$R_{bio,p}$ : Tasa de biodegradación de la fase adsorbida a material particulado [ug/d]  $T_c$ : Capacidad de transformación de PCBs [ugPCB/gCOD -  $S_s$ ]

$\mu$ : Tasa máxima de crecimiento de biomasa 1/d

$K_c$ : Tasa máxima específica de biodegradación de PCBs en ausencia de sustrato primario [ugPCB/gCOD -  $X \cdot d$ ]  $Y$ : Tasa de rendimiento de crecimiento de biomasa [gCOD -  $X/gCOD - S_s$ ]

$C_p$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en reactor [ug/L]

$K_{SC}$ : Constante de saturación media de PCBs de Monod [ugPCB/L]  $X$ : Concentración de biomasa en el reactor [gCOD/L]

- **Transformación de unidades**

$$C_p = c_p \cdot S_p \quad (C.132)$$

Donde:

$C_p$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en unidades de volumen

[ug/L]

$c_p$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en unidades de sólido [ug/gCOD]

$S_p$ : Concentración de sustrato particulado [gCOD/L]

### Fase adsorbida a material disuelto y coloidal $C_{DCM}$

- **Advección**

$$R_{adv} = Q_w^0 \cdot C_{DCM}^0 - Q_w^s \cdot C_{DCM} \quad (C.133)$$

Donde:

$R_{adv,DCM}$ : Tasa de advección de la fase adsorbida a material DCM [ug/d]

$Q_w^0$ : Caudal de lodos mezclados de entrada [ $m^3/d$ ]

$C_{DCM}^0$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en lodos mezclados de entrada [ug/L]

$Q_w^s$ : Caudal de lodos digeridos de salida [ $m^3/d$ ]

$C_{DCM}$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en reactor [ug/L]

- **Sorción**

$$R_{sor} = k_2 \cdot (K_{DCM} \cdot C_f \cdot S_s - C_{DCM}) \quad (C.134)$$

Donde:

$R_{sor,DCM}$ : Tasa de sorción de la fase adsorbida a material DCM [ug/d]

$k_2$ : Constante cinética de primer orden de sorción a DCM [1/d]  $K_{DCM}$ : Constante de equilibrio de sorción de PCBs a DCM [L/gCOD -  $S_s$ ]

$C_f$ : Concentración disuelta de PCBs en reactor [ug/L]

$S_s$ : Concentración de sustrato soluble en el reactor [gCOD/L]

$C_{DCM}$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en reactor [ug/L]

- **Biodegradación cometabólica**

$$R_{bio} = -\left(\frac{T_c \cdot \mu + K_c}{Y}\right) \cdot \left(\frac{C_{DCM}}{K_{SC} + C_{DCM}}\right) \cdot X \quad (C.135)$$

Donde:

$R_{bio,DCM}$ : Tasa de biodegradación de la fase adsorbida a material DCM [ug/d]

$T_c$ : Capacidad de transformación de PCBs [ugPCB/gCOD -  $S_s$ ]

$\mu$ : Tasa máxima de crecimiento de biomasa [1/d]

$K_c$ : Tasa máxima específica de biodegradación de PCBs en ausencia de sustrato primario [ugPCB/gCOD -  $X \cdot d$ ]  $Y$ : Tasa de rendimiento de crecimiento de biomasa [gCOD -  $X/gCOD - S_s$ ]

$C_{DCM}$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en reactor [ug/L]

$K_{SC}$ : Constante de saturación media de PCBs de Monod [ugPCB/L]

$X$ : Concentración de biomasa en el reactor [gCOD/L]

- **Transformación de unidades**

$$C_{DCM} = c_{DCM} \cdot S_s \quad (C.136)$$

Donde:

$C_p$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en unidades de volumen [ug/L]

$c_p$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en unidades de sólido [ug/gCOD]

$S_p$ : Concentración de sustrato soluble [gCOD/L]

## Fase disuelta $C_f$

- **Advección**

$$R_{adv} = Q_w^0 \cdot C_f^0 - Q_w^s \cdot C_f \quad (C.137)$$

Donde:

$R_{adv,dis}$ : Tasa de advección de la fase disuelta [ug/d]

$Q_w^0$ : Caudal de lodos mezclados de entrada [ $m^3/d$ ]

$C_f^0$ : Concentración disuelta de PCBs en lodos mezclados de entrada [ug/L]

$Q_w^s$ : Caudal de lodos digeridos de salida [ $m^3/d$ ]

$C_f$ : Concentración disuelta de PCBs en reactor [ug/L]

- **Volatilización**

$$R_{vol} = -K_{La} \cdot (K_H \cdot C_f - C_g) \quad (C.138)$$

Donde:

$R_{vol,dis}$ : Tasa de volatilización de la fase disuelta [ug/d]  $K_{La}$ : Coeficiente de transferencia de masa entre fase líquida y fase gaseosa [1/d]

$K_H$ : Constante de Henry [-]

$C_f$ : Concentración disuelta de PCBs en reactor [ug/L]

$C_g$ : Concentración gaseosa de PCBs en reactor [ug/L]

- **Sorción**

$$R_{sor} = -k_1 \cdot (K_{part} \cdot C_f \cdot S_p - C_p) - k_2 \cdot (K_{DCM} \cdot C_f \cdot S_S - C_{DCM}) \quad (C.139)$$

Donde:

$R_{sor,dis}$ : Tasa de sorción de la fase disuelta [ug/d]

$k_1$ : Constante cinética de primer orden de sorción a material particulado [1/d]

$K_{part}$ : Constante de equilibrio de sorción de PCBs a partículas [L/gCOD -  $S_p$ ]

$C_f$ : Concentración disuelta de PCBs en reactor [ug/L]

$S_p$ : Concentración de sustrato particulado en el reactor [gCOD/L]

$C_p$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en reactor [ug/L]

$k_2$ : Constante cinética de primer orden de sorción a DCM [1/d]

$K_{DCM}$ : Constante de equilibrio de sorción de PCBs a DCM [L/gCOD -  $S_s$ ]

$S_S$ : Concentración de sustrato soluble en el reactor [gCOD/L]

$C_{DCM}$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en reactor [ug/L]

- **Biodegradación cometabólica**

$$R_{bio} = -\left(\frac{T_c \cdot \mu + K_c}{Y}\right) \cdot \left(\frac{C_f}{K_{SC} + C_f}\right) \cdot X \quad (C.140)$$

Donde:

$R_{bio,dis}$ : Tasa de biodegradación de la fase disuelta [ug/d]

$T_c$ : Capacidad de transformación de PCBs [ugPCB/gCOD -  $S_s$ ]

$\mu$ : Tasa máxima de crecimiento de biomasa [1/d]

$K_c$ : Tasa máxima específica de biodegradación de PCBs en ausencia de sustrato primario [ugPCB/gCOD -  $X \cdot d$ ]

$Y$ : Tasa de rendimiento de crecimiento de biomasa [gCOD -  $X/gCOD - S_s$ ]

$C_f$ : Concentración disuelta de PCBs en reactor [ug/L]

$K_{SC}$ : Constante de saturación media de PCBs de Monod [ugPCB/L]

$X$ : Concentración de biomasa en el reactor [gCOD/L]



### C.2.2.2. Estado inicial

**Cálculo de  $X_v^0$  [gSSV/L]:**

$$X_v^0 = \frac{F_{X_v}^0}{Q^0} \quad (C.141)$$

Donde:

$X_v^0$ : Concentración de biomasa degradable de entrada a digestión anaeróbica [gSSV/L]

$F_{X_v}^0$ : Carga de SSV en lodo mezclado de entrada a digestión anaeróbica [kgSSV/d]

$Q^0$ : Caudal de lodo mezclado de entrada a digestión anaeróbica [m<sup>3</sup>/d]

**Cálculo de  $X_T^0$  [gSSV/L]:**

$$X_T^0 = \frac{F_{X_T}^0}{Q^0} \quad (C.142)$$

Donde:

$X_T^0$ : Concentración de biomasa total de entrada a digestión anaeróbica [gSST/L]

$F_{X_T}^0$ : Carga de SST en lodo mezclado de entrada a digestión anaeróbica [kgSST/d]

$Q^0$ : Caudal de lodo mezclado de entrada a digestión anaeróbica [m<sup>3</sup>/d]

**Cálculo de  $R_{SSV}$  [kgSSV/d]**

$$R_{SSV} = F_{X_v}^0 \cdot \frac{\%SSV}{100} \quad (C.143)$$

Donde:

$R_{SSV}$ : Tasa de SSV total degradada [kgSSV/d]

$F_{X_v}^0$ : Carga de SSV en lodo mezclado de entrada a digestión anaeróbica [kgSSV/d]

$\%SSV$ : Rendimiento de reducción de SSV en digestión anaeróbica [%]

**Cálculo de  $R_{COD}$  [kgCOD/L]**

$$R_{COD} = \gamma \cdot R_{SSV} \quad (C.144)$$

Donde:

$R_{COD}$ : Tasa de COD total degradada [kgCOD/d]

$\gamma$ : Factor de conversión equivalentes de oxígeno para biomasa [gCOD/gBM]

$R_{SSV}$ : Tasa de SSV total degradada [kgSSV/d]

**Cálculo de  $X^0$  [gCOD/L]:** Se estima a partir de la ecuación C.145, asumiendo la biomasa representada por  $C_5H_7O_2N$  y correspondiente a los SST [Lee et al., 1994].

$$X^0 = X_T^0 \cdot f_{eO_2-BM} \quad (C.145)$$

Donde:

$X^0$ : Concentración de biomasa de entrada a digestión anaeróbica en unidades de [gCOD/L]

$X_T^0$ : Concentración de SST de entrada a digestión anaeróbica [gSST/L]

$f_{eO_2-BM}$ : Factor de conversión de equivalentes de oxígeno para biomasa [gCOD/gBM]

**Cálculo de  $S_s^0$  [gCOD/L]:** En primer lugar se utiliza la relación de la Ecuación C.146 presentada por la empresa Aguas Andinas para el tratamiento de lodos [AKROS, 2014c].

$$X_{MS}^0 = X_T^0 + 1 \quad (\text{C.146})$$

Donde:

$X_{MS}$ : Concentración de materia seca en lodo de entrada a digestión anaeróbica [gMS/L]

$X_T$ : Concentración de SST en lodo de entrada a digestión anaeróbica [gSST/L]

Además, es necesario tener una forma de relacionar el fraccionamiento de sólidos correspondiente al sustrato soluble, y en unidades de oxígeno equivalente. Esto se realiza a través de una proporción entre el sustrato soluble y materia seca total como se muestra en C.147, estimada a partir de lo presentado en [Delgadillo-Mirquez et al., 2011]. Ambos parámetros fueron medidos en [Delgadillo-Mirquez et al., 2011] para lodo secundario a la entrada de la digestión anaeróbica.

$$r_{S_s/MS} = \frac{S_s}{MS} \quad (\text{C.147})$$

Donde:

$r_{S_s/MS}$ : Razón entre sustrato soluble  $S_s$  y materia seca total  $MS$  de entrada a digestión anaeróbica [gCOD/gMS]

$S_s$ : Concentración de sustrato soluble de entrada a digestión anaeróbica [gCOD/L]

$MS$ : Concentración de materia seca total de entrada a digestión anaeróbica [gMS/L]

Luego se estima la concentración de sustrato soluble a partir de la ecuación C.148.

$$S_s^0 = X_{MS}^0 \cdot r_{S_s/MS} \quad (\text{C.148})$$

Donde:

$S_s^0$ : Concentración de biomasa biodegradable de entrada a digestión anaeróbica [gCOD/L]

$X_{MS}^0$ : Concentración de materia seca de entrada a digestión anaeróbica [gMS/L]

$r_{S_s/MS}$ : Razón entre sustrato soluble  $S_s$  y materia seca total  $MS$  de entrada a digestión anaeróbica [gCOD/gMS]

**Cálculo de  $S_p^0$  [gCOD/L]:** Asumiendo que la biomasa biodegradable corresponde a  $SSV$  se estima a partir de de la Ecuación C.149.

$$S_p^0 = \gamma \cdot X_d^0 \quad (\text{C.149})$$

Donde:

$S_p^0$ : Concentración de sustrato particulado de entrada a digestión anaeróbica [gCOD/L]

$\gamma$ : Factor de conversión de equivalentes de oxígeno para biomasa [gCOD/gBM]

$X_d^0$ : Concentración de biomasa biodegradable de entrada a digestión anaeróbica [gSSV/L]

**Cálculo de  $c_p^0$  [ug/gCOD]:** Para compatibilizar lo estimado en la cámara de mezcla con el modelo de digestión anaeróbica se utiliza la Ecuación C.150.

$$c_p^0 = \frac{C_p^{0,M}}{1000 \cdot f_{eO_2-BM}} \quad (\text{C.150})$$

Donde:

$c_p^0$ : Concentración adsorbida a material particulado en lodos mezclados de entrada en unidades de  $[ug/gCOD]$

$C_p^{0,M}$ : Concentración adsorbida a material particulado en lodos mezclados de entrada en unidades de  $[ug/gSSV]$

$f_{eO_2-BM}$ : Factor de conversión de equivalentes de oxígeno para biomasa  $[gCOD/gBM]$

**Cálculo de  $c_{DCM}^0[ug/gCOD]$ :** Para compatibilizar lo estimado en la cámara de mezcla con el modelo de digestión anaeróbica se utiliza la Ecuación C.150.

$$c_{DCM}^0 = \frac{C_{DCM}^{0,M}}{1000 \cdot f_{eO_2-BM}} \quad (C.151)$$

Donde:

$c_{DCM}^0$ : Concentración adsorbida a DCM en lodos mezclados de entrada en unidades de  $[ug/gCOD]$

$C_{DCM}^{0,M}$ : Concentración adsorbida a material particulado en lodos mezclados de entrada en unidades de  $[ug/gDCM]$

$f_{eO_2-BM}$ : Factor de conversión de equivalentes de oxígeno para biomasa  $[gCOD/gBM]$

**Cálculo de  $C_p^0[ug/L]$ :** El modelo para la DA [Delgadillo-Mirquez et al., 2011] presenta la Ecuación C.152.

$$C_p^0 = c_p^0 \cdot S_p^0 \quad (C.152)$$

Donde:

$C_p^0$ : Concentración adsorbida a material particulado en lodos mezclados de entrada en unidades de  $[ug/L]$

$c_p^0$ : Concentración adsorbida a material particulado en lodos mezclados de entrada en unidades de  $[ug/gCOD]$

$S_p^0$ : Concentración de sustrato particulado de entrada a digestión anaeróbica

**Cálculo de  $C_{DCM}^0[ug/L]$ :** El modelo para la DA [Delgadillo-Mirquez et al., 2011] presenta la Ecuación C.152.

$$C_{DCM}^0 = c_{DCM}^0 \cdot S_s^0 \quad (C.153)$$

Donde:

$C_{DCM}^0$ : Concentración adsorbida a DCM en lodos mezclados de entrada en unidades de  $[ug/L]$

$c_{DCM}^0$ : Concentración adsorbida a DCM en lodos mezclados de entrada en unidades de  $[ug/gCOD]$

$S_s^0$ : Concentración de biomasa biodegradable de entrada a digestión anaeróbica

### C.2.2.3. Estado de salida

**Cálculo de  $r_{part}[\%]$ :**

$$r_{part} = 100 \cdot \frac{C_{part}}{C_T} \quad (C.154)$$

Donde:

$r_{part}$  [%]: Coeficiente de distribución de fase adsorbida en lodo digerido

$C_{part}$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo digerido [ng/L]

$C_T$ : Concentración total de PCBs en lodo digerido [ng/L]

**Cálculo de eficiencia en fase disuelta  $\eta_{dis}$  [%]:**

$$\eta_{dis} = \left(1 - \frac{C_{dis}}{C_{dis}^0}\right) \cdot 100 \quad (C.155)$$

Donde:

$\eta_{dis}$ : Eficiencia en fase disuelta para digestión anaeróbica [%]

$C_{dis}$ : Concentración disuelta de PCBs en lodo digerido [ug/L]

$C_{dis}^0$ : Concentración disuelta de PCBs en lodos de entrada a digestión anaeróbica [ug/L]

**Cálculo de eficiencia total  $\eta_{tot}$  [%]:**

$$C_T^0 = C_{dis}^0 + C_p^0 + C_{DCM}^0 \quad (C.156)$$

Donde:

$C_T^0$ : Concentración total de entrada a digestión anaeróbica [ug/L]

$C_{dis}^0$ : Concentración disuelta en lodo de entrada a digestión anaeróbica [ug/L]

$C_p^0$ : Concentración adsorbida a material particulado en lodo de entrada a digestión anaeróbica [ug/L]

$C_{dis}^0$ : Concentración adsorbida a DCM en lodo de entrada a digestión anaeróbica [ug/L]

$$\eta_{tot} = 1 - \frac{C_T^w}{C_T^0} \quad (C.157)$$

Donde:

$\eta_{tot}$ : Eficiencia en total para digestión anaeróbica [%]

$C_T^w$ : Concentración total en lodo digerido de salida [ug/L]

$C_T^0$ : Concentración total de entrada a digestión anaeróbica [ug/L]

### C.2.3. Deshidratación de lodos

#### C.2.3.1. Estructura

##### Procesos modelados

**Fase disuelta  $C_{dis}$**

$$R_{adv,dis}^{DH} = Q_w^0 \cdot C_{dis}^0 - Q^r \cdot C_{dis} - Q_w^s \cdot C_{dis} \quad (C.158)$$

Donde:

$Q_w^0$ : Caudal de lodos digeridos de entrada [ $m^3/d$ ]

$Q_w^s$ : Caudal de lodos deshidratados de salida [ $m^3/d$ ]  
 $Q^r$ : Caudal de sobrenadante de retorno a linea de aguas [ $m^3^3/d$ ]  $C_{dis}^0$ : Concentración disuelta de PCBs en lodos digeridos de entrada [ $ng/L$ ]  
 $C_{dis}$ : Concentración disuelta de PCBs en lodos deshidratados [ $ng/L$ ]

#### Fase adsorbida a material suspendido $C_p$

$$R_{adv} = Q_w^0 \cdot C_p^0 \cdot X_v^0 - Q^r \cdot C_p \cdot X_v^r - Q_w^s \cdot C_p \cdot X_v^s \quad (C.159)$$

Donde:

$Q_w^0$ : Caudal de lodos digeridos de entrada [ $m^3/d$ ]  
 $Q_w^s$ : Caudal de lodos deshidratados de salida [ $m^3/d$ ]  
 $Q^r$ : Caudal de sobrenadante de retorno a linea de aguas [ $m^3^3/d$ ]  
 $C_p^0$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos digeridos de entrada [ $ng/L$ ]  
 $C_p$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodos deshidratados [ $ng/L$ ]  
 $X_v^0$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos digeridos de entrada [ $gSSV/L$ ]  
 $X_v^r$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en sobrenadante de retorno a linea de aguas [ $gSSV/L$ ]  
 $X_v^s$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos deshidratados [ $gSSV/L$ ]

#### Fase adsorbida a material disuelto y coloidal $C_{DCM}$

$$R_{adv} = Q_w^0 \cdot C_{DCM}^0 \cdot X_{DCM}^0 - Q^r \cdot C_{DCM} \cdot X_{DCM}^r - Q_w^s \cdot C_{DCM} \cdot X_{DCM}^s \quad (C.160)$$

Donde:

$Q_w^0$ : Caudal de lodos digeridos de entrada [ $m^3/d$ ]  
 $Q_w^s$ : Caudal de lodos deshidratados de salida [ $m^3/d$ ]  
 $Q^r$ : Caudal de sobrenadante de retorno a linea de aguas [ $m^3^3/d$ ]  $C_{DCM}^0$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en lodos primarios digeridos de entrada [ $ng/L$ ]  
 $C_{DCM}$ : Concentración adsorbida a DCM de PCBs en lodos deshidratados [ $ng/L$ ]  
 $X_{DCM}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos digeridos de entrada [ $gSSV/L$ ]  
 $X_{DCM}^r$ : Concentración de DCM orgánicos en sobrenadante de retorno a linea de aguas [ $gSSV/L$ ]  
 $X_{DCM}^s$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos deshidratados [ $gSSV/L$ ]

#### C.2.3.2. Estado inicial

En primer lugar, debido a que las concentraciones adsorbidas a material particulado y a DCM de salida de la DA están en unidades [ $ng/L$ ], es necesario transformarlas para entrar al modelo de deshidratación.

**Cálculo de  $C_p^0[ng/gSSV]$  y  $C_{DCM}^0[ng/gDCM]$ :**

$$C_p^0 = \frac{C_p^{DA}}{X_v^{DA}} \quad (C.161)$$

Donde:

$C_p^0$ : Concentración adsorbida a material particulado en lodos digeridos de entrada [ $ng/gSSV$ ]

$C_p^D A$ : Concentración adsorbida a material particulado en lodos digeridos [ $ng/L$ ]

$X_v^{DA}$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos digeridos [ $gSSV/L$ ]

$$C_{DCM}^0 = \frac{C_{DCM}^{DA}}{X_{DCM}^{DA}} \quad (C.162)$$

Donde:

$C_{DCM}^0$ : Concentración adsorbida a material particulado en lodos digeridos [ $ng/gDCM$ ]

$C_{DCM}^D A$ : Concentración adsorbida a material particulado en lodos digeridos [ $ng/L$ ]

$X_{DCM}^{DA}$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos digeridos [ $gDCM/L$ ]

**Cálculo de  $X_{MS}^0$  [ $gMS/L$ ]:**

$$X_{MS}^0 = \frac{F_{MS}^0}{Q_w^0} \quad (C.163)$$

Donde:

$X_{MS}^0$ : Concentración de materia seca en lodo digerido de entrada a deshidratación [ $gMS/L$ ]

$F_{MS}^0$ : Flujo de materia seca en lodo digerido de entrada a deshidratación [ $kgMS/d$ ]

$Q_w^0$ : Caudal de lodo digerido de entrada a deshidratación [ $m^3/d$ ]

Para estimar la concentración de *SST* de entrada se hace uso de la fórmula C.164 utilizada para la planta por la empresa.

$$X_{SST}^0 = X_{MS}^0 - 1 \quad (C.164)$$

Donde:

$X_{SST}^0$ : Concentración de SST en lodo digerido de entrada a deshidratación [ $gSST/L$ ]

$X_{MS}^0$ : Concentración de MS en lodo digerido de entrada a deshidratación [ $gMS/L$ ]

**Cálculo de  $r_{SSV/SST}$  [ $gSSV/gSST$ ]:** Para estimar las concentraciones de SSV es necesario determinar la razón entre los SSV y los SST  $r_{SSV/SST}$ .

$$r_{SSV/SST} = \frac{F_{SSV}}{F_{SST}} \quad (C.165)$$

Donde:

$r_{SSV/SST}$ : Razón entre SSV y SST en lodo deshidratado [ $gSSV/gSST$ ]

$F_{SSV}$ : Flujo de SSV en lodo deshidratado [ $kgSSV/d$ ]

$F_{SST}$ : Flujo de SST en lodo deshidratado [ $kgSST/d$ ]

**Cálculo de  $X_v^r$  [ $gSSV/L$ ]:**

$$X_v^r = X^r \cdot r_{SSV/SST} \quad (C.166)$$

Donde:

$X_v^r$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en sobrenadante de retorno a línea de aguas [ $gSSV/L$ ]

$X^r$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en sobrenadante de retorno a línea de aguas [ $gSST/L$ ]

$r_{SSV/SST}$ : Razón promedio entre SSV y SST en lodos deshidratados [ $gSSV/gSST$ ]

**Cálculo de  $X_v^s$  [gSSV/L]:**

$$X_v^s = X^s \cdot r_{SSV/SST} \quad (C.167)$$

Donde:

$X_v^s$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos deshidratados [gSSV/L]

$X^s$ : Concentración de sólidos suspendidos totales en lodos deshidratados [gSST/L]

$r_{SSV/SST}$ : Razón promedio entre SSV y SST en lodos deshidratados [gSSV/gSST]

Para estimar las concentraciones de material disuelto y coloidal (DCM) presente en los flujos de la línea de lodos se hace uso de la concentración porcentual de DCM en el Material Seco (MS) del flujo. Para el caso del lodo deshidratado este fue determinado a partir de lo presentado en [Barret et al., 2010c] con la fórmula C.168, lo cual da un  $\%_{DCM,Dh} = 16,67\%$ .

$$\%_{DCM,Dh} = \frac{X_{DCM}}{X_{MS}} \quad (C.168)$$

Donde:

$\%_{DCM,Dh}$ : Concentración porcentual de DCM en el total de MS para lodo pre tratado térmicamente por hidrólisis y digerido anaeróbicamente [%gDCM/gMS]

$X_{DCM}$ : Concentración de DCM en lodo pre tratado térmicamente por hidrólisis y digerido anaeróbicamente [gDCM/L]

$X_{MS}$ : Concentración de MS en lodo pre tratado térmicamente por hidrólisis y digerido anaeróbicamente [gMS/L]

Además, para calcular la concentración de MS, se usa una transformación utilizada por la empresa de la PTAS M-T para este fin. Esto se presenta en la fórmula C.169.

**Cálculo de  $X_{MS}$  [gMS/L]:**

$$X_{MS}^i = X_{SST}^i + 1 \quad (C.169)$$

Donde:  $X_{MS}$ : Concentración de materia seca en el lodo del flujo  $i$  (“ $i$ ” puede ser: “ $0$ ” para lodo de entrada, “ $r$ ” para sobrenadante de retorno a línea de aguas, o “ $s$ ” para lodo de salida) [gMS/L]

$X_{SST}$ : Concentración de sólidos suspendidos totales [gSST/L]

**Cálculo de  $X_{DCM}^0$  [gDCM/L]:**

$$X_{DCM}^0 = X_{MS}^0 \cdot \%_{DCM,Dh} \quad (C.170)$$

Donde:

$X_{DCM}^0$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos digeridos de entrada [gDCM/L]

$X_{MS}^0$ : Concentración de MS en lodos digeridos de entrada [gMS/L]

$\%_{DCM,Dh}$  Porcentaje de DCM en el total de MS en lodo deshidratado [%gDCM/gMS]

**Cálculo de  $X_{DCM}^r$  [gDCM/L]:**

$$X_{DCM}^r = X_{MS}^r \cdot \%_{DCM,Dh} \quad (C.171)$$

Donde:

$X_{DCM}^r$ : Concentración de DCM orgánicos en sobrenadante de retorno a línea de aguas [gDCM/L]

$X_{MS}^r$ : Concentración de SST en sobrenadante de retorno a línea de aguas [gMS/L]

$\%_{DCM,Dh}$  Porcentaje de DCM en el total de MS en lodo deshidratado [%gDCM/gMS]

**Cálculo de  $X_{DCM}^s$ [gDCM/L]:**

$$X_{DCM}^s = X_{MS}^s \cdot \%_{DCM,Dh} \quad (C.172)$$

Donde:

$X_{DCM}^s$ : Concentración de DCM orgánicos en lodos deshidratados de salida [gSSV/L]

$X_{MS}^s$ : Concentración de MS en lodos deshidratados de salida [gMS/L]

$\%_{DCM,Dh}$  Porcentaje de DCM en el total de MS en lodo deshidratado [%gDCM/gMS]

### C.2.3.3. Estado de salida

**Cálculo de  $C_{part}^s$ [ng/L]:**

$$C_{part}^s = C_{part} \cdot X_v^s \quad (C.173)$$

Donde:

$C_{part}^s$ : Concentración adsorbida a material particulado en lodo deshidratado [ng/L]

$C_{part}$ : Concentración adsorbida a material particulado en lodo deshidratado [ng/gSSV]

$X_v^s$ : Concentración de sólidos suspendidos orgánicos en lodos deshidratados [gSSV/L]

**Cálculo de  $r_{part}$ [%]:**

$$r_{part} = 100 \cdot \frac{C_{part}^s}{C_T} \quad (C.174)$$

Donde:

$r_{part}$ [%]: Coeficiente de distribución de fase adsorbida en lodo deshidratado

$C_{part}^s$ : Concentración adsorbida a material particulado de PCBs en lodo deshidratado [ng/L]

$C_T$ : Concentración total de PCBs en lodo deshidratado [ng/L]

**Cálculo de  $C_{dis,T}^0$ :**

$$C_{dis,T}^0 = C_{dis,T}^P + C_{dis,T}^S \quad (C.175)$$

Donde:

$C_{dis,T}^0$ : Concentración disuelta total de PCBs de entrada a línea de lodos [ng/L]

$C_{dis,T}^P$ : Concentración disuelta total de PCBs en lodo primario crudo [ng/L]

$C_{dis,T}^S$ : Concentración disuelta total de PCBs en lodo secundario crudo [ng/L]



**Cálculo de  $\eta_{\text{dis}}$  [%]:**

$$\eta_{\text{dis}} = \left(1 - \frac{C_{\text{dis}}}{C_{\text{dis},T}^0}\right) \cdot 100 \quad (\text{C.176})$$

Donde:

$\eta_{\text{dis}}$ : Eficiencia en fase disuelta para línea de lodos [%]

$C_{\text{dis}}$ : Concentración disuelta total de PCBs en lodo tratado (salida de deshidratación) [ng/L]

$C_{\text{dis},T}^0$ : Concentración disuelta total de PCBs de entrada a línea de lodos [ng/L]

**Cálculo de  $C_T^0$ :**

$$C_T^0 = C_T^P + C_T^S \quad (\text{C.177})$$

Donde:

$C_T^0$ : Concentración total de PCBs de entrada a línea de lodos [ng/L]

$C_T^P$ : Concentración total de PCBs en lodo primario crudo [ng/L]

$C_T^S$ : Concentración total de PCBs en lodo secundario crudo [ng/L]

**Cálculo de  $\eta_{\text{tot}}$  [%]:**

$$\eta_{\text{tot}} = \left(1 - \frac{C_T}{C_T^0}\right) \cdot 100 \quad (\text{C.178})$$

Donde:

$\eta_{\text{tot}}$ : Eficiencia total para línea de lodos [%]

$C_T$ : Concentración total de PCBs en lodo tratado (salida de deshidratación) [ng/L]

$C_T^0$ : Concentración total de PCBs de entrada a línea de lodos [ng/L]

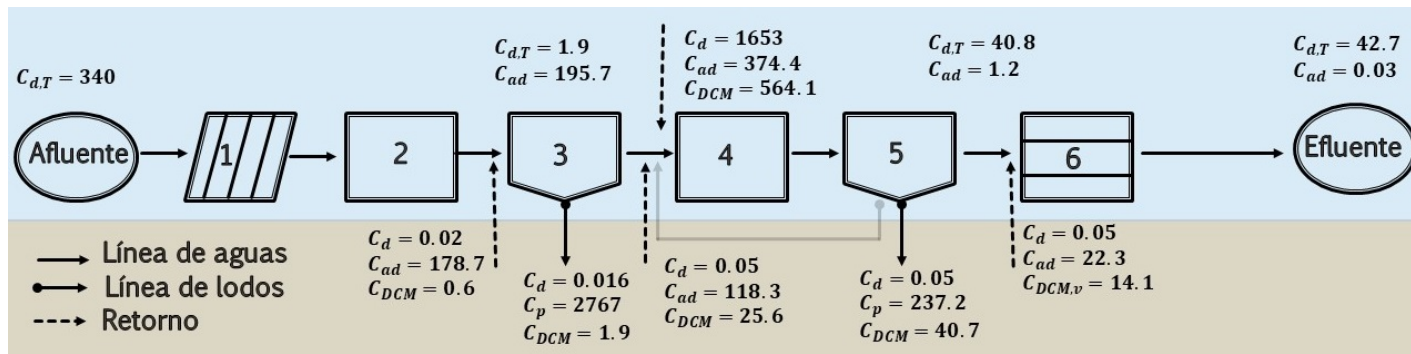
# Apéndice D

## Resultados

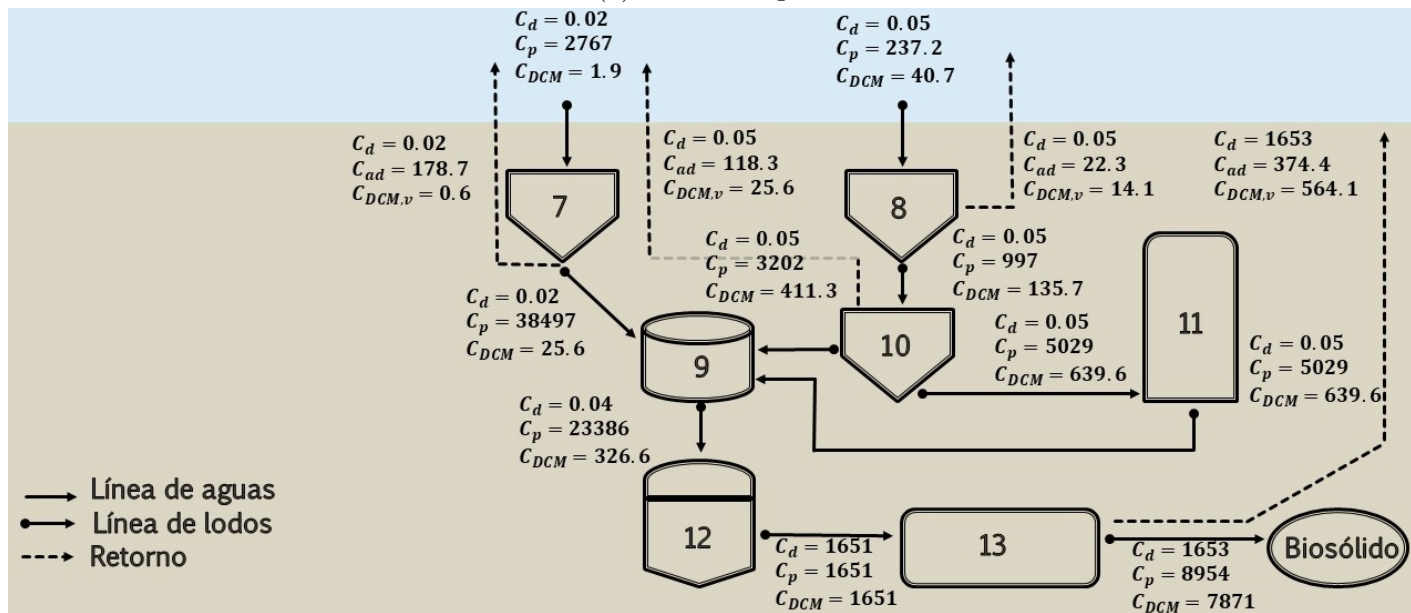
### D.1. Distribución de PCBs

Tabla D.1: Resultados de porcentajes de distribución % en fase adsorbida de PCB 180 en cada proceso de la planta para LA y LL.

Proceso	Flujo	Valor	Proceso	Flujo	Valor
Tratamiento Primario	LA 3-4	99.0	Pre espesamiento Secundario	LL 8-10	88
	LL 3-7	99.9	Espesamiento Secundario	LL 10-9	88.6
Tratamiento Secundario	LA 5-6	2.9	Mezcla de Lodos	LL 9-12	98.6
	LL 5-8	85.3	Hidrólisis Térmica	LL 11-9	88.7
Efluente línea de aguas	LA 6-E	0.01	Digestión Aneróbica	LL 12-13	33.3
Espesamiento Primario	LL 7-9	99.9	Deshidratación de Lodos	LL 13-B	48.5

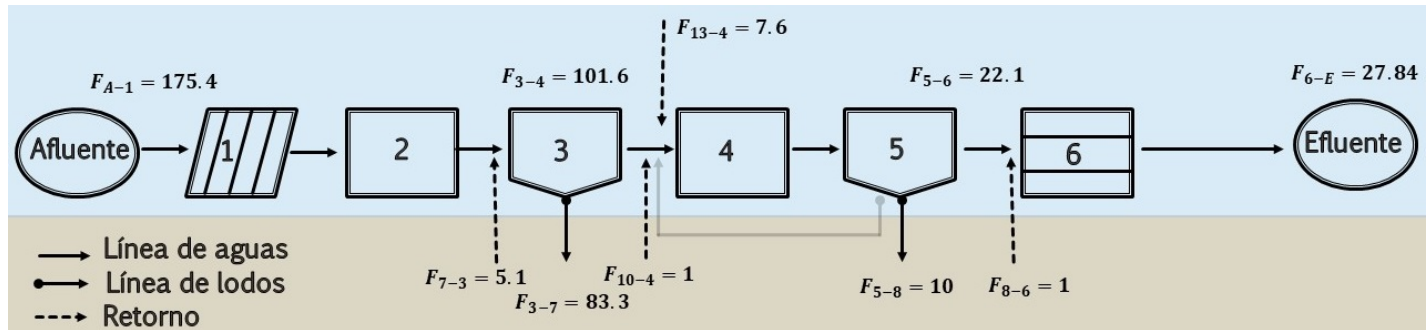


(a) Línea de aguas.

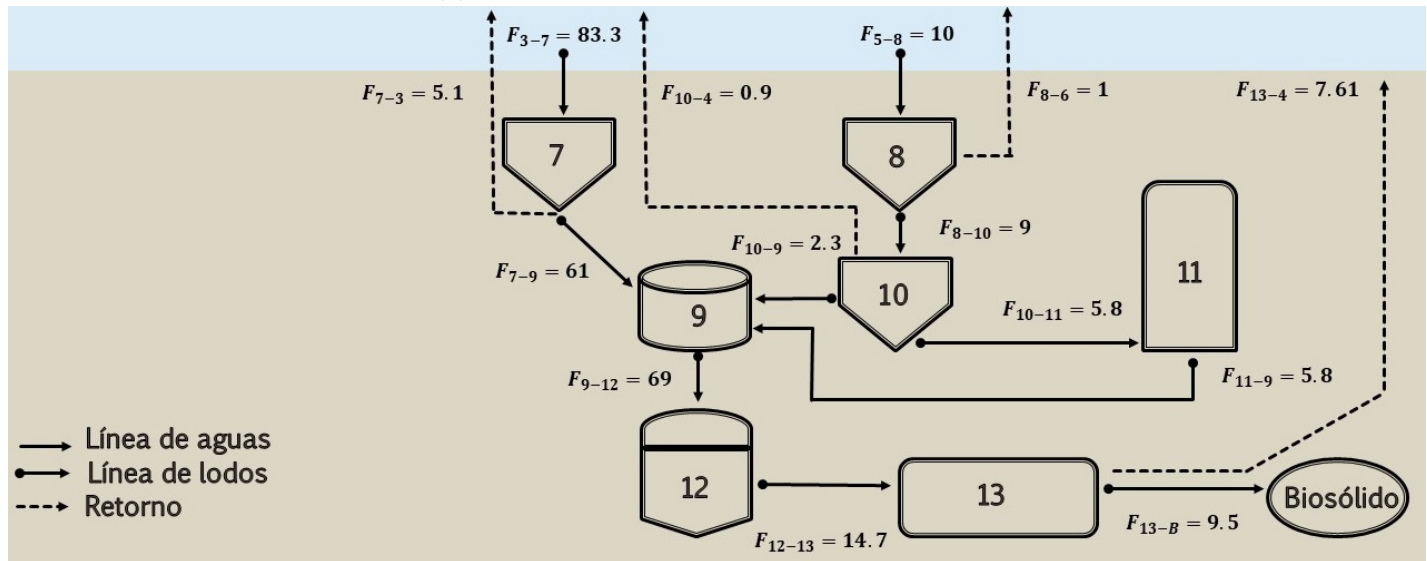


(b) Línea de lodos.

Figura D.1: Resultados de modelación conceptual por línea de tratamiento de la PTAS M-T.  $C_{d,T}$ : concentración disuelta total [ng/L],  $C_{ad}$ : concentración adsorbida a material suspendido [ng/L],  $C_d$ : concentración disuelta libre [ng/L],  $C_p$ : concentración adsorbida a material particulado en línea de lodos [ng/L],  $C_{DCM}$ : concentración adsorbida a material DCM en línea de lodos [ng/L].



(a) Resultados de flujos de masa para la LA.



(b) Resultados de flujos de masa para la LL.

Figura D.2: Resultados de flujos de masa  $F[g/d]$  por línea de tratamiento.

## D.2. Análisis de sensibilidad

Tabla D.2: Sensibilidad para efluentes de la planta. N.A.: No aplica.

	Variable	$K_d^p$	$K_d^s$	$K_{bio}^s$
Efluente línea de aguas	$C_{dis}$	0.833	1.373	0.022
	$C_{ad}$	0.831	2.685	0.027
	$C_{DCM}$	N.A.	N.A.	N.A.
	$C_T$	0.831	2.385	0.025
Lodo deshidratado	$C_{dis}$	-1.130	-0.046	-0.048
	$C_{ad}$	-0.053	-0.056	-0.047
	$C_{DCM}$	-0.693	-0.048	-0.048
	$C_T$	-0.054	-0.056	-0.047